

PDF hosted at the Radboud Repository of the Radboud University Nijmegen

The following full text is a publisher's version.

For additional information about this publication click this link.

<http://hdl.handle.net/2066/32575>

Please be advised that this information was generated on 2017-12-05 and may be subject to change.

Herintroductie van Groot zeegras (*Zostera marina*) in de westelijke Waddenzee (2002-2005)

EINDRAPPORT

Dr. Ir. A.R. Bos

&

Dr. M.M. van Katwijk

december 2005

Afdeling Milieukunde, Radboud Universiteit Nijmegen
Postbus 9010, 6500 GL Nijmegen

Herintroductie van Groot zeegras (*Zostera marina*) in de westelijke Waddenzee (2002-2005)

December 2005

Dr. Ir. A.R. Bos
Dr. M.M. van Katwijk

Afdeling Milieukunde

Radboud Universiteit
Postbus 9010, 6500 GL Nijmegen

Email: m.vankatwijk@science.ru.nl

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt d.m.v. druk, fotokopie, microfilm of welke andere wijze dan ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de auteurs en Rijkswaterstaat.

Voorwoord

Over het algemeen gaat het niet goed met de zeegrassen in Nederland. Met name het Groot zeegras staat onder zware druk en dreigt te verdwijnen als er geen maatregelen getroffen worden. Groot zeegras is inmiddels in de Nederlandse Flora- en Faunawet Tabel 3 opgenomen, hetgeen de hoogste status van bescherming betekent. De auteurs zijn dan ook verheugd dat Rijkswaterstaat het initiatief tot een herintroductie-experiment heeft genomen, en dat wij het hier gepresenteerde onderzoek aan Groot zeegras hebben mogen uitvoeren. Dit rapport is de eindrapportage van een 4-jarig experiment dat in de periode februari 2002 tot augustus 2005 in het kader van het project “Herintroductie van Groot zeegras in de westelijke Waddenzee” (RKZ-912) werd uitgevoerd door de Afdeling Milieukunde (Radboud Universiteit Nijmegen) in samenwerking met Alterra Texel, in opdracht van Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ) en Rijkswaterstaat Noord-Holland (RWS NH).

Colofon

*Bos AR & MM van Katwijk (2005).
Herintroductie van Groot zeegras
(Zostera marina) in de westelijke
Waddenzee (2002-2005). Afdeling
Milieukunde, Radboud Universiteit
Nijmegen.*

*Opdrachtgever: Rijkswaterstaat,
Rijksinstituut voor Kust en Zee
(RIKZ) en Rijkswaterstaat Noord-
Holland (RWS NH)*

*Uitvoering: Radboud Universiteit
Nijmegen (RU)*

*Kader: Maatregelenprogramma
Waddenzee, maatregel N17*

*Stuurgroep: Z. Jager (RIKZ), M.
Otterman (RU), T. Smit (RIKZ), M.
van Wieringen (RWS NH), M.M.
van Katwijk (RU)*

*Begeleidingscommissie: leden van de
stuurgroep en voorts A.R. Bos
(RU), S. Braaksma (LNV Dir.
Noord), N. Dankers (Alterra), A.
Groeneweg (AGI), D.J. de Jong
(RIKZ), A. Nicolai (RWS NN), J. de
Vlas (RIKZ)*

Publicatiedatum: december 2005

Bijdragen van derden: zie dankwoord

*Contactpersoon: M.M. van Katwijk,
Afdeling Milieukunde, Radboud
Universiteit, Postbus 9010,
6500 GL Nijmegen,
m.vankatwijk@science.ru.nl*

Inhoudsopgave

Voorwoord	1
Colofon.....	2
Inhoudsopgave	3
Samenvatting.....	5
1. Inleiding	9
1.1 Zeegras in de Waddenzee.....	9
1.2 Herstel natuurwaarden.....	10
1.3 Doelstellingen.....	10
2. Locaties	13
2.1 Gebiedskeuze	13
2.1.1 Aanplantlocaties.....	14
2.1.2 Referentielocaties.....	18
3. Methoden	21
3.1 Zeegrasaanplant.....	21
3.1.1 Verzamelen, transport en aanplant van zeegras.....	21
3.1.2. Aanplantdichtheid en plotgrootte.....	21
3.2 Monitoren/Veldwaarnemingen	22
3.2.1 Zeegras.....	22
3.2.2 Macroalgen en epifyten	22
3.2.3 Fauna.....	22
3.2.4 Sediment: korrelgrootte en organisch stofgehalte.....	24
3.2.5 Bodemwater: saliniteit, ammonium- en fosfaatgehalte.....	24
3.3 Zaadstengeldeposities en behoudstechnieken.....	24
3.4 Stabilisatietechnieken.....	26
3.5 Statistische bewerkingen	26
4. Resultaten.....	27
4.1 Aanplantdichtheid en –grootte van zeegrastransplantaties.....	27
4.2 Aanplantdiepte	29
4.3 Verschillen tussen aanplantlocaties	29
4.3.1 B1 en B2	29
4.3.2 BM en Mok.....	30
4.3.3 B93 en B99	30
4.3.4 Locale extincties gedurende het groeiseizoen.....	33
4.3.5 Meerjarige ontwikkeling van de aanplant.....	33
4.3.6 Meerjarige ontwikkeling van de zaadstengeldepositie uit 1998.....	35
4.3.7 Vergelijking met de donorpopulatie	35
5. Discussie	37
5.1 Aanplantdichtheid en -grootte van zeegrastransplantaties	37
5.2 Aanplanthoogte ten opzichte van NAP.....	37
5.3 Verschillen tussen locaties.....	39
5.4 Zeegrastransplantaties: Zaailingen en zoden versus zaadstengeldeposities	43
5.5 Verdere ontwikkelingen op het Balgzand	45
6. Conclusies & Aanbevelingen.....	47

6.1 Belangrijkste conclusies	47
6.2 Aanbevelingen voor aanplantactiviteiten	49
7. Dankwoord	51
8. Literatuur	53
9. Summary	59
10. Captions of tables, figures and pictures	61
Bijlage I Breedte- en lengtegraden van de aanplantlocaties	63
Bijlage II Breedte- en lengtegraden van gekiemde planten.....	65
Bijlage III Overzicht werkzaamheden in 2005	67

Samenvatting

In het kader van het onderzoek naar herintroductie van Groot zeegras (*Zostera marina*) in de westelijke Waddenzee zijn in de periode 2002-2004 ongeveer 5900 planten getransplanteerd. Donorplanten werden altijd medio juni op de Hond/Paap in de Eems verzameld en een dag later op geselecteerde locaties in de grond gezet. Deze locaties verschilden met betrekking tot de hoogteligging, blootstelling aan waterdynamiek en aanwezigheid van mosselbanken. Verder werden planten in verschillende dichtheden en aantallen per plot uitgezet. Op deze wijze konden natuurlijke variaties in overleving en toevallig negatieve effecten op kleine schaal opgevangen en kon de transplantatietechniek verder worden geoptimaliseerd. Gedurende het groeiseizoen werd de overleving en de ontwikkeling van de planten gevolgd. Elk jaar werden in augustus de bedekking, bladontwikkeling en zaadproductie onderzocht. Daarbij werd tevens een opname gemaakt van biotische en abiotische factoren in de directe omgeving van de planten, zoals epifyten- en macroalgenbedekking, macrofauna, bodemwatersamenstelling en sedimentkwaliteit.

In juni en juli 2002 werd op het Balgzand Grootzee gras aangeplant dat binnen twee maanden verdween door een te hoge water dynamiek. In 2003 werden 4 andere aanplantlocaties gekozen. Twee van deze locaties lagen bij een mosselbank in het intergetijdengebied, maar bleken toch te diep om een meerjarige ontwikkeling van Groot zee gras te bewerkstelligen. De andere twee geselecteerde aanplantlocaties op het Balgzand vertoonden een goede zee grasontwikkeling. Hier lag in augustus 2003 het overlevingspercentages bij ruim 45 % (NB het wereldwijde gemiddelde ligt bij 33 %), de planten breidden zich uit en ontwikkelden zaadstengels. Overwintering en opkomst uit zaden was echter matig tot slecht.

In 2004 werd ervoor gekozen de twee succesvolle locaties uit 2003 met aanplant te versterken. Opnieuw lag de overleving van getransplanteerde zaailingen in augustus 2004 gemiddeld bij 45 % en ontwikkelden de planten zich goed. Een inventarisatie van de zaadproductie resulteerde in een schatting van minimaal 10.000 zaden in september 2004. Echter, in het voorjaar van 2005 was, evenals in eerdere jaren, de kieming van Groot zee gras rond de aanplantlocaties gering.

Tijdens het groeiseizoen in alle jaren verdwenen goed ontwikkelde planten soms plotseling. Deze verliezen konden niet verklaard worden met behulp van de onderzochte parameters. Aangezien rotganzen (*Branta bernicla*) tijdens de zomer afwezig zijn kan er slechts gespeculeerd worden dat andere vogels hiervoor verantwoordelijk waren.

Planten verdwenen vrij snel na aanplant bij de hoogste graad van expositie aan waterdynamiek, terwijl de aanwezigheid van een mosselbank dit proces vertraagde. Op locaties, die gemiddeld geëxponeerd waren aan hydrodynamische krachten, vertoonden planten in hoge dichtheid (14 planten m^{-2}) een significant hogere overleving dan planten in lage dichtheid (5 planten m^{-2}). Op beschutte locaties had de aanplantdichtheid geen invloed op de overleving.

Op de hoogst gelegen aanplantlocaties (+7,0 cm NAP) was de overleving van de planten significant beter dan op lagere locaties (van +1,5 tot -50 cm NAP). Echter, overleving op een diepte van +1,5 cm NAP was ook nog relatief hoog. De aanplantgrootte (37 versus 61 planten per plot) had geen invloed op de overleving van de planten.

Als resultaat van een zaadstengeldepositie in december 1998, ontwikkelt zich sinds 1999 een Groot zeegrasveldje in de buurt van één van de succesvolle aanplantlocaties. Het aantal planten op deze locatie varieert tussen 18 en 800 en lijkt gerelateerd te zijn aan de macroalgenontwikkeling. Een jaar met weinig macroalgen werd gevolgd door een sterke uitbreiding van het veld in het jaar erop. In de jaren met veel macroalgen werd telkens een achteruitgang waargenomen.

Deze relatie tussen macroalgenontwikkeling en zeegras wordt ondersteund door de transplantatieresultaten. In jaren en/of locaties met veel macroalgen was telkens sprake van een wat vervroegde sterfte van de zeegrasaanplant: begin september versus oktober/december. Zaadtellingen wezen vervolgens uit dat dit een sterke afname van de zaadproductie tot gevolg had. Een andere belangrijke waarneming was dat gezonde sterke planten soms tijdens het groeiseizoen door onbekende oorzaak verdwenen.

Op het Balgzand zijn twee locaties redelijk geschikt voor Groot zeegras. Op de ene plek blijkt het Groot zeegras zich nu al jarenlang te kunnen handhaven, maar hier treedt een grote kwetsbaarheid op ten opzichte van macroalgen. De andere plek is wat meer geëxponeerd aan waterdynamiek, met een grover sediment en een lager organisch stofgehalte (overigens ook meer zoetwaterinvloeden vanuit het IJsselmeer), en veel minder macroalgenontwikkeling. Op deze plek hebben de planten echter meer moeite met overwintering. Waarom dit zo is, is niet bekend; het lage zoutgehalte zou vroegtijdige kieming kunnen veroorzaken, maar ook zou de expositie aan de waterdynamiek te sterk kunnen zijn voor de jonge zaailingen.

Deze tweespalt lijkt representatief voor de situatie van Groot zeegras in de gehele Nederlandse Waddenzee: de planten hebben baat bij beschutting, maar zijn daar vervolgens blootgesteld aan een verhoogde kans op het indrijven en vervolgens afsterven van macroalgen. In een omgeving met fijner sediment, hoger organisch stofgehalte, niet alleen door macroalgen, maar ook door bezinken van organisch materiaal, vormt de input van afstervende macroalgen een sterk anoxische, mogelijk toxische stimulans. Het negatieve effect van macroalgen op zeegras is ook in andere delen van de wereld bekend en aangetoond. Het reduceren van de eutrofiëring in de Waddenzee zou de groei van macroalgen kunnen remmen en de kansen voor Groot zeegras kunnen verbeteren. Op grotere schaal aanplanten van zeegras zou tevens een positief effect kunnen hebben doordat de planten lokaal het voedingsstoffengehalte kunnen verminderen. Het is echter niet bekend in welke mate zulke terugkoppelingseffecten in de Waddenzee zullen optreden.

Op de iets meer geëxponeerde locaties kunnen Groot zeegrasplanten zich uitstekend ontwikkelen, maar lijkt de kans op hervestiging uit zaad kleiner. Op natuurlijke standplaatsen staan de planten op dit soort plekken vaak verder uit elkaar en speelt de hoeveelheid geproduceerd zaad een belangrijke rol. De schaal van de huidige transplantaties is mogelijk te klein. Dit wordt ondersteund door het positieve effect van een grotere dichtheid op de overleving op deze plekken.

Op natuurlijke standplaatsen zal de omvang van de velden waarschijnlijk doorslaggevend zijn voor het voortbestaan. Net als de transplantaties, zijn ook de natuurlijke zeegrasvelden in de Nederlandse Waddenzee zeer dynamisch. Omvang, ligging en dichtheid van de velden variëren sterk van jaar tot jaar. Zolang er weinig velden zijn, en de velden klein zijn, blijven de planten kwetsbaar, omdat plaatselijk

uitsterven dan al snel tot een totale extinctie leidt. Daarbij zal de huidige eutrofiëringsstatus van de Waddenzee de risico's voor het zeegras verhogen: zowel door de gestimuleerde macroalgenontwikkeling als door de directe negatieve effecten op het zeegras.

Behalve de kwetsbare Groot zeegrasaanwezigheid op het Balgzand (momenteel 30 tot 50 individuele planten, bestaande uit elk tientallen tot honderden scheuten), zijn er nog een tweetal andere interessante ontwikkelingen in dit gebied. Een Klein zeegrasaanplant (*Zostera noltii*) uit 1993 blijkt zich momenteel sterk uit te breiden; in 2005 waren er meer dan 100 groeikernen aanwezig, verspreid over tientallen hectares. Deze groeikernen zijn doorgaans 1-4 m² en bedekken dan zo'n 40 %, terwijl de grootste groeikern 40 m² beslaat met een bedekking van 70 %. Ten tweede heeft er tussen 2001 en 2002 een invasie van de zeldzame brakwaterplant *Ruppia maritima* plaatsgevonden. De planten staan zeer verspreid met een bedekking van minder dan 1%. De omvang van het *R. maritima*-veld is relatief groot, zowel in 2002 als in 2004 circa 250 hectare.

In 2005 is er op het Balgzand een kleine Groot zeegraspopulatie aanwezig, die het gevolg is van aanplantactiviteiten. Gezien de grote fluctuaties in overleving van transplantaties, is deze aanwezigheid kwetsbaar. Er zijn aanwijzingen dat een grotere schaal van aanplanten de kansen verhoogt, onder andere omdat zeegras in staat is zijn eigen milieu te verbeteren (positieve terugkoppeling). Dit blijkt uit onze studie, maar ook uit laboratoriumstudies en onderzoek in andere delen van de wereld. Echter, de onzekerheden hierover zijn groot; het is daarom niet aan te bevelen om grote kosten en donormateriaal hieraan te besteden. Wel is het aanbevelenswaardig om een goedkopere vorm van aanplanten te kiezen, bijvoorbeeld een zaadstengeldepositie, gebruikmakend van losgeslagen donormateriaal. Er bestaan diverse technieken om dergelijke zaaddeposities te optimaliseren.

Mocht tot een aanplant worden besloten, dan wijst onze studie uit dat dit op het Balgzand het best tussen +5 en +10 cm NAP bij niet te hoge waterdynamiek kan worden gedaan, op locaties die niet frequent lijden onder het aanspoelen van macroalgen. Met gebruik van webcams kunnen locale extinctions geobserveerd worden, zodat hun oorzaak achterhaald en mogelijk voorkomen kan worden. Als er gebruik gemaakt wordt van zaailingen zouden de transplantatie-eenheden uit 35 tot 40 Groot zeegraszaailingen moeten bestaan. De aanplantactiviteiten moeten zo veel mogelijk in ruimte en tijd worden gespreid gezien de grote dynamiek van de Waddenzee. Ondiepe mosselbanken kunnen daarbij een beschuttende rol spelen.

1. Inleiding

1.1 Zeegras in de Waddenzee

Zeegrassen zijn hogere planten die in het mariene ecosysteem voorkomen. Wereldwijd zijn er ongeveer 60 soorten, die voorkomen in alle kustzeeën behalve de poolzeeën. In de Nederlandse zoute wateren komen twee soorten zeegras voor: Groot zeegras (*Zostera marina* L., Foto 1) en Klein zeegras (*Zostera noltii* Hornem.). Zeegras heeft een belangrijke functie als kinderkamer voor vissen en andere dieren, als bescherming tegen waterdynamiek en erosie, en als voedselbron voor bijvoorbeeld ganzen. Het draagt op deze manier bij aan de habitat- en biodiversiteit in het mariene ecosysteem (o.a. Hemminga & Duarte 2000, Polte *et al.* 2005). In Nederland is het Groot zeegras in de Flora en Faunawet (Tabel 3) opgenomen, hetgeen de hoogste beschermingsprioriteit betreft.

Er bestaan twee typen Groot zeegras, een robuust en een flexibel type. Het zogenaamde robuuste type is meerjarig en groeit rond de laagwaterlijn en dieper (van Goor 1919, van Katwijk *et al.* 2000a). Tot de jaren '30 van de vorige eeuw kwam dit type op een groot oppervlak voor in de Waddenzee. Een infectieziekte ('wasting disease'), de intensieve bouw van dammen en dijken (m.n. de Afsluitdijk) en enkele jaren met een verminderde hoeveelheid zonlicht droegen bij aan de totale verdwijning van het robuuste type Groot



zeegras uit de Waddenzee. De flexibele vorm van *Z. marina* groeit ruim boven de laagwaterlijn en is begin jaren '70 van de vorige eeuw sterk in areaal afgenomen, en zelfs volledig verdwenen uit de westelijke Waddenzee (Polderman & den Hartog 1975, Giesen *et al.* 1990).

Door de toegenomen troebelheid en nutriëntenbelasting van het water (Giesen *et al.* 1990, Philippart 1995, van Katwijk *et al.* 1997, van Katwijk *et al.* 2000a), mogelijk in combinatie met een intensievere schelpdiervisserij op potentiële zeegraslocaties (de Jonge 1990, de Jonge & de Jong 1992, Essink *et al.* 2003) hebben beide types zich tot op heden niet op natuurlijke wijze kunnen herstellen in de westelijke Waddenzee.

Foto 1 Groot zeegras (*Zostera marina* L.).

1.2 Herstel natuurwaarden

Uitgebreid mesocosmos, veld- en laboratoriumonderzoek hebben in de afgelopen jaren inzicht gegeven in de factoren die van belang zijn bij de overleving van het flexibele type Groot zeegras in de Waddenzee (o.a. van Katwijk 1992, van Katwijk 2000, van Katwijk & Wijgergangs 2004, van Katwijk *et al.* 2000b), te weten zoutgehalte, nutriëntenbelasting, troebelheid van het water en waterdynamiek (m.n. de duur van blootstelling). Ook is vastgesteld dat overleving van het flexibele type optimaal is in de zone rond NAP.

Omdat de troebelheid en de nutriëntenbelasting in de Waddenzee de laatste 20 jaar sterk zijn afgenomen en een aantal gebieden gesloten zijn voor schelpdiervisserij, zijn de overlevingskansen voor Groot zeegras aanzienlijk toegenomen (van Katwijk *et al.* 2002). Een terugkeer van *Z. marina* in de westelijke Waddenzee past in het beleid van de overheid waarin gestreefd wordt naar herstel van natuurwaarden in dit gebied. Omdat het robuuste type volledig uit de Waddenzee verdwenen is, wordt in eerste instantie gedacht aan herstel van het flexibele type. Bovendien kwam dit type tot in de jaren '70 in de westelijke Waddenzee voor en is het nog steeds aanwezig in de oostelijke Waddenzee. De kans op natuurlijke vestiging van zeegraspopulaties in de westelijke Waddenzee is echter klein door de overheersend uit het westen afkomstige stromingsrichting van water en wind. Hierdoor is de kans dat zaden vanuit de natuurlijke populaties in het oostelijk deel van de Waddenzee het westen bereiken zeer gering (bv. Erftemeijer & van Beek 2004). Daarom wordt getracht het Groot zeegras met menselijke hulp te herintroduceren in het westelijk deel van de Waddenzee.

Dit heeft geleid tot het huidige project, waarin van 2002-2005 is getracht enige permanente *Zostera marina* groeikernen aan te leggen in de westelijke Waddenzee (van Katwijk *et al.* 2002). Het project werd in opdracht van Rijkswaterstaat Noord-Holland en RIKZ uitgevoerd door de Radboud Universiteit Nijmegen, in samenwerking met Alterra Texel. Eerdere resultaten van de transplantatieactiviteiten binnen het project werden in tussentijdse rapportages (van Pelt *et al.* 2003, Bos *et al.* 2004, Bos *et al.* 2005a) en publicaties (Bos *et al.* 2005b; Bos & van Katwijk submitted) vastgelegd.

In het onderhavige eindrapport worden de resultaten weergegeven, bediscussieerd in de context van eerder onderzoek en worden aanbevelingen gegeven voor het behoud en herstel van zeegras. Tevens worden andere ontwikkelingen op het Balgzand besproken, zoals de ontwikkeling van een Groot zeegraspopulatie uit een zaadstengeldepositie in 1998, de uitbreiding van een Klein zeegrasaanplant uit 1993 en de recente invasie van de brakwaterplant *Ruppia maritima*.

1.3 Doelstellingen

Binnen bovengenoemd project bestonden in de periode van 2002-2005 de volgende doelstellingen:

- 1) Aanleggen van Groot zeegrasgroeikernen in de westelijke Waddenzee op geschikte locaties, die de mogelijkheid bieden voor verdere natuurlijke uitbreiding.
- 2) Optimaliseren van de transplantatietechniek met betrekking tot aanplandichtheid en aanplantgrootte.

- 3) Ondersteunen en versterken van de aanplanten door zaadstengeldepositie, zaadbehoudtechnieken en stromingsreducerende constructies.
- 4) Relateren van het vestigingssucces van de aanplanten aan omgevingsfactoren door observaties en biologische en fysisch-chemische bemonsteringen van de omgevingsfactoren.
- 5) Aanbevelingen (kansen en risico's) geven voor het behoud en herstel van zeegras in de westelijke Waddenzee.

2. Locaties

2.1 Gebiedskeuze

Het Balgzand werd in 2002 als meest kansrijk gebied voor herintroductie van Groot Zeegras in de westelijke Waddenzee beschouwd (van Katwijk *et al.* 2002, van Pelt *et al.* 2003). Hieraan lagen 5 argumenten ten grondslag: (1) Het Balgzand heeft een beschutte ligging ten opzichte van de overheersende windrichting. (2) Tot de jaren '70 van de vorige eeuw was op het Balgzand een populatie Groot zeegras aanwezig (den Hartog & Polderman 1975). (3) Eerdere zeegrastransplantaties in dit gebied waren veelbelovend geweest (Hermus 1995). (4) Door de nabijheid van de spuisluis Oostoever, de spui in de Afsluitdijk en de aanvoer van zeewater met verlaagd zoutgehalte vanaf de Hollandse Noordzeekust, is er op het Balgzand sprake van een zoetwaterinvloed, hetgeen gunstig kan zijn voor de ontkieming van zeegraszaden en de vitaliteit en productie van de volwassen planten (Kamermans *et al.* 1999, van Katwijk *et al.* 1999). (5) Bovendien valt het Balgzand als beschermd natuurgebied gedeeltelijk onder beheer van de stichting Landschap Noord-Holland, zodat overmatige betreding en sedimentberoerende activiteiten vrijwel uitgesloten konden worden. Ook is het Balgzand sinds 1993 gesloten voor de schaaldivisierij. De getijdenamplitude bedraagt op het Balgzand gemiddeld 140 cm.



Figuur 2.1 Overzicht van de aanplantlocaties op het Balgzand. De asterisk geeft het centrum van het natuurlijke veld bij locatie B99 aan. De lichte vlekken in de knik van de dijk en aan de onderzijde van de foto representeren het Kooyhoekschor en het Van Ewijcksluisschor. Bron: Landsat.

2.1.1 Aanplantlocaties

In de loop van het project zijn verschillende aanplantlocaties gebruikt (Figuur. 2.1). Twee locaties waren in de jaren 1993 en 1999 gebruikt voor zeegrasstudies en worden in het vervolg als B93 en B99 aangeduid. De “B” geeft aan dat het locaties op het Balgzand betreft. De naamgeving van de andere locaties is zo gekozen dat ze de locatie beschrijven: B1 en B2 waren de eerste twee aanplantlocaties binnen het huidige project, BM is een aanplantlocatie bij een mosselbank en Mok betreft aanplantlocaties in de Mokbaai te Texel. Een overzicht van de verschillende activiteiten, die op deze locaties hebben plaats gevonden, wordt in Tabel 2.1 gepresenteerd. Geselecteerde parameters die de eigenschappen van de locaties beschrijven zijn in Tabel 2.2 weergegeven.

Op basis van locatiehoogte, sedimentkorrelgrootte (Tabel 2.2) en afstand tot de dijk werden de Balgzandlocaties ingedeeld in de categorieën "laag": B99, "intermediair": B1, B2 en B93 en "hoog": BM. Deze categorieën representeren de blootstellinggraad aan golf- en getijdenbewegingen.

Tabel 2.1 Activiteitenoverzicht per locatie met specificatie over de bestudeerde factor, het totale aantal plots en het aantal monitorings in de onderzoeksjaren 2002 - 2005. Details worden in de tekst beschreven.

Jaar	Activiteit	Locatie	Specificatie	Plots	Monitoring
2002	Aanplant juni	B1, B2	Diepte, Dichtheid	36	5
	Aanplant juli	B1, B2	Diepte	13	6
	Controleaanplant	Hond/Paap	Controle	2	2
	Stabilisatie Mosselbank	B1, B2			
	Stabilisatie Rijshout	B1, B2			
	Zaadbehoud	B1, B93			
	Zaadstengeldepositie	B1, B93			
2003	Monitoring kieming	B1, B2, B93			5
	Aanplant juni	B93	Dichtheid	12	8
	Aanplant juni	B99	Zoden	21	8
	Aanplant juni	BM	Dichtheid, Mossel	15	8
	Aanplant juni	MOK	Diepte, Mossel	12	6
	Controleaanplant	Hond/Paap	Controle	1	1
	Monitoring natuurlijk veld	B99			1
	Zaadbehoud	B93	Ingraven, Netten		
2004	Monitoring kieming	Alle			4
	Aanplant juni	B93	Diepte, Plotgrootte	24	7
	Aanplant juni	B99		6	7
	Monitoring natuurlijk veld	B99			1
	Zaadbehoud	B93			
	Zaadstengeldepositie	B99			
2005	Monitoring kieming	B93, B99			5
	Monitoring natuurlijk veld	B99			1

Locaties B1 en B2

In het voorjaar 2002 werden op het Balgzand twee aanplantlocaties B1 en B2 geselecteerd (zie van Katwijk *et al.* 2002, van Pelt *et al.* 2003). Hierbij werd gelet op de hardheid van het sediment, de aanwezigheid van een laagje water bij laag water, de eenvormigheid van het landschap en de aanwezigheid van een hoogterange van 0 tot – 30 cm NAP. B2 ligt aan de uitloper van een grote geul op het Balgzand, terwijl B1 aan de rand van een dieper deel van deze geul ligt. Op deze locaties werden in de late zomer van 2002 stabilisatieconstructies (mosselbanken en rijshouten schermen) aangelegd, waarachter zeegras aangeplant zou worden. Deze stabilisatieconstructies verdwenen nog in de loop van 2002, waarschijnlijk door vogelvraat en een slechte kwaliteit van het rijshout (van Pelt *et al.* 2003). De geringe overleving van het zeegras op deze locaties en het voortijdig verdwijnen van de aangelegde stabilisatietechnieken (van Pelt *et al.* 2003) waren de redenen om in 2003 naar de locaties B93, B99, BM en Mok uit te wijken. Opvallend voor deze locaties is de relatief lage macroalgenbedekking (vrijwel altijd lager dan 5 %) met Knoopwier (*Gracilaria verrucosa*) als dominante soort (Tabel 2.2).

Locaties B93

Locatie B93 ligt 500 m van de dijk op een hoogte van +1 tot +7 cm NAP (Tabel 2.2). Transplantaties werden op twee sublocaties uitgevoerd, die in het vervolg met B93A en B93B aangeduid zullen worden. Deze sublocaties liggen ongeveer 150 m van elkaar, waarbij B93A de westelijke en B93B de oostelijke positie innemen (Figuur 2.1). Net ten noorden van deze locaties bevindt zich, evenwijdig aan de dijk, een ondiepe geul. Op locatie B93 werden zowel in 2003 als in 2004 transplantaties uitgevoerd (Tabel 2.1).



Foto 2 Het aanleggen van een mosselbank op locatie B2. (foto: S. van Pelt)

In 1993 werden hier transplantaties van Groot zeegras en Klein zeegras uitgevoerd (Hermus 1995, van Katwijk & Hermus 2000). Het Groot zeegras bleek na een goed groeiseizoen niet in staat de opvolgende winter te overleven. Het Klein zeegras is sindsdien op deze locatie te vinden.

Macroalgenbedekking is op deze locatie zelden hoger dan 5 % (Tabel 2.2).

Locaties B99

Locatie B99 ligt slechts enkele tientallen meters van de dijk (Figuur 2.1). De planten werden op twee plekken aangeplant en deze zullen in het vervolg met B99A en B99B aangeduid worden. Locatie B99A ligt ten noorden van B99B. Locatie B99A heeft een hoogte variërend tussen 0 en +9 cm NAP terwijl de hoogte op B99B tussen +1 en +12 cm NAP ligt. Er loopt een aantal kleine prieden door dit gebied. Op locatie B99 werden zowel in 2003 als in 2004 transplantaties uitgevoerd (Tabel 2.1).

Ten zuiden van locatie B99B bevindt zich B99C (Figuur 2.1). B99C werd als een geschikte aanplantlocatie beschouwd, maar mag tijdens het vogelbroedseizoen niet bezocht worden in verband met broedende vogels op het nabije schor. Omdat regelmatig monitoren van de aanplant daardoor niet mogelijk is, viel deze locatie als aanplantlocatie af. Echter, in 2004 werd locatie B99C gekozen voor de zaadstengeldepositie (Tabel 2.1).

Op de locaties B99 worden macroalgen vaak in hoge dichtheden waargenomen, die zich als drijvende matten in deze hoek van het Balgzand vestigen. Vooral in de maand augustus ligt de bedekking regelmatig tussen 30 en 100 % (Tabel 2.2).

Locatie Mosselbank (BM)

Aanvankelijk werden in het jaar 2002 stabilisatieconstructies (aangelegde mosselbank [*Mytilus edulis*] en rijshouten schermen) op het Balgzand aangebracht (Tabel 2.1) zodat in het volgende jaar zeegras achter deze beschermende constructies aangeplant kon worden. Groot zeegras kan namelijk op golfbeschutte locaties tot een grotere diepte voorkomen dan in onbeschutte gebieden (van Katwijk & Hermus 2000). Mosselbanken en Groot zeegras worden in natuurlijke situaties dan ook geregeld gezamenlijk aangetroffen (van Katwijk 2003).

In 2003 werd, door het verdwijnen van de stabilisatieconstructies op de locaties B1 en B2, besloten het zeegras achter een natuurlijke mosselbank op –40 cm NAP aan te planten (Bos *et al.* 2004). Deze locatie zal in het vervolg met BM aangeduid worden (Figuur 2.1). De locatie BM ligt aan de overkant van een diepe geul midden op een grotere plaat op een hoogte van ongeveer –40 cm NAP (Tabel 2.2). De mosselrichels bereiken een hoogte tot –14 cm NAP.

Om het verschil tussen beschut en niet-beschut op gelijke diepte te onderzoeken, werden op 60 m afstand van de mosselbank ook enkele planten geplaatst (controlelocatie). Op locatie BM werd alleen in 2003 aangeplant aangezien de overleving van de planten zeer gering was (Bos *et al.* 2004).

De macroalgenbedekking was op de mosselbank altijd lager dan 5 %, terwijl rond de mosselbank de bedekking tot 100 % kon oplopen (Tabel 2.2).



Foto 3 Selectie van aanplantlocaties op locatie BM.

Locatie Mokbaai (Mok)

De Mokbaai (Texel) werd geschikt geacht als aanplant locatie in de westelijke Waddenzee, omdat (1) de Mokbaai een historische zeegraslocatie is en (2) de Mokbaai voor drie windrichtingen beschut is. Bovendien bevindt zich een intertidal “mosselbank” in de Mokbaai. Na het verdwijnen van de aangelegde stabilisatieconstructies in 2002 (zie boven) werd besloten in 2003 Groot zeegras in de luwte van deze mosselbank aan te planten (Tabel 2.1). De mosselbank in de Mokbaai, inmiddels geheel overgroeid door Japanse oesters (*Crassostrea gigas*), ligt op een hoogte van –50 cm NAP (Tabel 2.2). Deze locatie zal in het vervolg met Mok aangeduid worden. Op locatie Mok werd op hoogten van –20, –30 en –50 cm NAP aangeplant. Aangezien de overleving van de planten in 2003 gering was (Bos *et al.* 2004), werd van verdere aanplant op deze locatie afgezien.

De lager gelegen plekken hadden over het algemeen geen macroalgen, terwijl de hoge locatie af en toe volledig bedekt werd met matten van zeesla (*Ulva* spp.) die in de baai accumuleren.

Tabel 2.2 Gemiddelden van geselecteerde parameters op 7 onderzoekslocaties in de jaren 2002, 2003 en 2004 als resultaat van bemonsteringen in augustus. Niet gemeten waarden worden met ng aangegeven.

Factor	Eenheid	B1	B2	B93	B99	Bm	Mok	Hond/Paap
Hoogte ¹ minimaal	cm NAP	-27	-27	+1,5	+4,2	-43	-50	-20 ²
maximaal	cm NAP	0	0	+7,0	+8,1	-36	-20	+23 ²
Saliniteit	‰	16	17	30	29	28	30	23
gemiddelde range	‰			5-29 ³	5-33 ³			12-27 ⁴
Macro-algenbedekking	%	< 5	< 5	< 5	0-100	< 5	0-100	< 5
Epifytenbedekking	%	ng	ng	5	12	ng	20	8
Wadslakjes	Ind./dm ²	ng	ng	390	215	1	20	88
Alikruiken	Ind./m ²	15	15	0	7	55	1	19
Wadpieren	Ind./m ²	19	21	16	14	1	1	8
Zagers	Ind./m ²	ng	ng	185	240	205	680	ng
Sediment mediane								
korrelgrootte	µm	130	160	140	80	110	45	120
NH ₄	µmol/l	2,8	2,5	130	85	195	305	35
PO ₄	µmol/l	5	5	9	15	17	38	15

¹ alle hoogten op het Balgzand en in de Mokbaai werden met DGPS-RTK gemeten

² uit Erftemeijer (2002) en Erftemeijer & Wijsman (2004)

³ uit Alkyon (in druk)

⁴ saliniteitrange in 2002-2004, www.waterbase.nl, locaties Bocht van Watum en Bocht van Watum noord.

2.1.2 Referentielocaties

Locatie Hond/Paap in de Eems

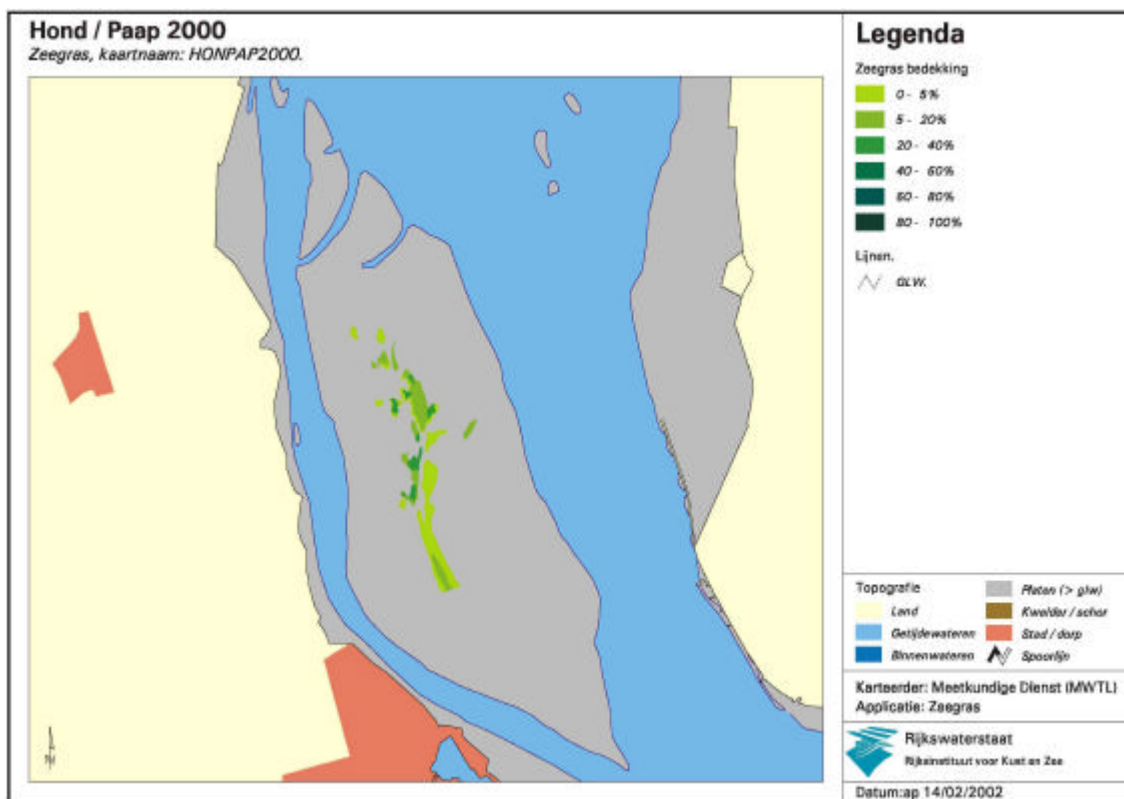
De Hond/Paap is een getijdenplaat met een gemiddelde diepte van 0 cm NAP en een getijdenamplitude van ongeveer 250 cm in het Eems-Dollard estuarium in het oosten van de Nederlandse Waddenzee (Figuur 2.2). Op deze locatie bevindt zich een relatief dunbegroeid Groot zeegrasveld op een diepte van -20 tot +23 cm NAP. Deze locatie leverde de donorplanten voor de transplantaties op het Balgzand in 2002, 2003 en 2004 (Tabel 2.1). Macroalgenbedekking was hier nooit hoger dan 5 % (Tabel 2.2).

In 2002, 2003 en 2004 werden op de Hond/Paap zaadstengels verzameld die voor de zaadstengeldeposities en zaadbehoudtechnieken op het Balgzand gebruikt werden (Tabel 2.1). Zaadstengels werden daarbij over een zo groot mogelijk areaal verzameld om een effect op de donorpopulatie te vermijden.

In 2002 en 2003 werden enkele controletransplantaties op de Hond/Paap verricht om het effect van de behandeling te kunnen beoordelen (Tabel 2.1).

Het natuurlijke veld op het Balgzand

In december 1998 werden in het zuidelijke deel van locatie B99A zaadstengels gedeponeerd, terwijl op locatie B99B in het voorjaar van 1999 een zaadexperiment met Groot Zeegras werd uitgevoerd (van Katwijk & Wijgengangs 2004). Sindsdien overleeft hier een kleine, in grootte variërende, Groot zeegraspopulatie (Figuur 2.1).



Figuur 2.2 Overzicht van de locatie van de donorpopulatie op de getijdenplaat Hond/Paap in de Eems zoals in 2002 waargenomen. Bron: Rijkswaterstaat.



Foto 4 Aanplantactiviteiten op locatie B93.

3. Methoden

3.1 Zeegrasaanplant

3.1.1 Verzamelen, transport en aanplant van zeegras

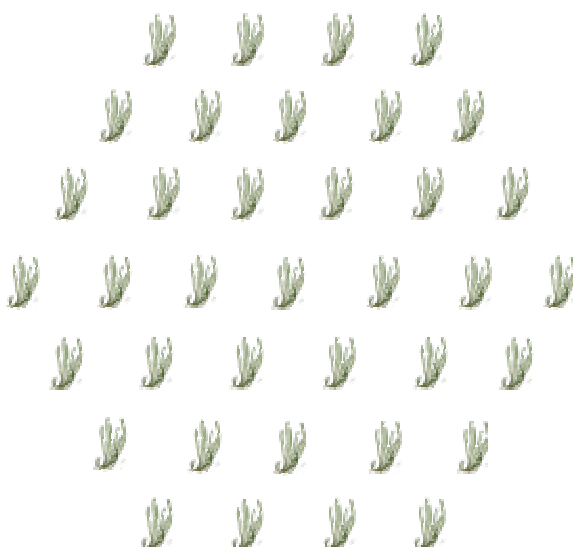
Het Groot Zeegrasveld op de getijdenplaat Hond/Paap in de Eems diende gedurende het gehele project als donorpopulatie. Op de donorlocaties werd, t.b.v. de genetische diversiteit, één zeegrasplant per 4 m² met de vingers uit het sediment gehaald. De planten werden met aanhangend water in open plastic zakken in koelboxen bij een temperatuur tussen 4-18°C vervoerd en bewaard om de volgende dag aangeplant te worden.

Planten werden altijd in een zeshoekig stramien, met minimaal 37 planten, uitgezet (Figuur 3.1), zodat de planten van onderlinge bescherming zouden kunnen profiteren. Natuurlijke patches hebben namelijk een hogere stabiliteit als ze uit meer dan 32 scheuten bestaan (Olesen & Sand-Jensen 1994).

3.1.2. Aanplantdichtheid en plotgrootte

In 2002 en 2003 werd er gevarieerd met de zeegrasdichtheid binnen een plot en met de diepte van de aanplantlocatie. Bij de hoge dichtheid (14 planten m⁻²) bedroeg de onderlinge afstand van planten 30 cm en bij de lage dichtheid (5 planten m⁻²) 50 cm. In 2003 werden in 3 plots zaailingen met sediment (zoden) getransplanteerd om te bestuderen of bij de methode de overleving anders uitvalt. In verband met de hoge arbeidsintensiteit werden alleen de centrale plant van een plot met zode getransplanteerd. Er werden in 2004 ook grotere plots van 61 planten uitgezet om te onderzoeken of bij een groter aantal planten de overleving positief beïnvloed wordt.

Plots met verschillende aanplantdichtheden en -groottes werden paarsgewijs aangelegd met een onderlinge afstand van 7 m. De oriëntatie van deze gepaarde plots werd zo gekozen dat ze op gelijke wijze aan de overheersende stromings- en golfslagrichting blootgesteld werden.



Figuur 3.1 Schematisch overzicht van een aanplant met 37 zaailingen.

3.2 Monitoren/Veldwaarnemingen

Exacte locaties van de planten werden met behulp van een GPS ingelezen, zodat ze bij elk toekomstig bezoek gemakkelijk terug te vinden waren. De nauwkeurigheid van de GPS bedroeg zo'n 5 tot 7 meter. De coördinaten van alle locaties zijn te vinden in Bijlage I en II.

3.2.1 Zeegras

Tijdens elk veldbezoek werd het aantal aanwezige planten per aanplantlocatie geteld. Daarnaast werd in de maanden juli, augustus en september een opname van de bloeistadia gemaakt. Hiertoe werd het bloeistadium van alle in een plot aanwezige planten ingedeeld in de volgende categorieën: geen bloeiwijze, in knop, vrouwelijke of mannelijke bloeiwijze. Het percentage generatieve en vegetatieve scheuten werd bepaald in een steekproef. Bovendien werd éénmaal per jaar in augustus of september de totale zeegrasbedekking in een plot visueel geschat en de lengte en breedte van de bladeren bij 5 planten gemeten. In 2004 werd van augustus tot oktober de ontwikkeling van zaad bij telkens 5 planten per plot onderzocht om een inschatting te maken van het aantal geproduceerde zaden (Bos *et al.* 2005a).

3.2.2 Macroalgen en epifyten

De macroalgenbedekking werd tijdens veldbezoeken in de maanden juli, augustus en september geschat, waarbij tevens een indicatie van de dominante soorten werd gegeven. Tevens werd de epifytenbedekking op minimaal 4 bladeren van verschillende planten geschat.

3.2.3 Fauna

In elk voorjaar werden op het Balgzand minimaal tweemaal observaties en tellingen aan rotganzen (*Branta bernicla*) uitgevoerd, aangezien deze herbivoren ervoor bekend zijn zeegras te eten. Tellingen werden tijdens laagwaterperiodes uitgevoerd.

Dichtheden van alikruiken (*Littorina littorea*) en wadslakjes (*Hydrobia ulvae*) en het aantal wadpierhoopjes werden geschat in de maanden juli, augustus en september m.b.v. de kwadraatmethode. Hierbij werd de fauna meermaals op willekeurig gekozen plekken binnen de oppervlakte van een houten kwadraat van 25 bij 25 cm geteld (*H. ulvae* bij 10x10 cm).

Elk aanplantjaar werd in de maand augustus de bodemfauna bovendien kwantitatief in kaart gebracht. Hiertoe werden 10 random bodemmonsters verzameld met een PVC-steekbuis van 10 cm doorsnede. De steekbuis werd 30 cm het wad ingeduwd, waarna het verzamelde sediment ter plekke werd gezeefd met een 1 mm zeef. Tijdens de analyse werd het aantal wadpieren (*Arenicola marina*), zeeduizendpoten (*Nereis diversicolor*) en alikruiken geteld. Wadslakjes werden voor deze kwantitatieve bemonstering apart verzameld m.b.v. een PVC-steekbuis van 2,8 cm doorsnede. Met deze steekbuis werd per locatie tien keer 10 cm sediment verzameld en vervolgens met een 1 mm zeef geschoond.



Foto 5 Zaadtelling op locatie B93 in september 2004.



Foto 6 Groot zee gras met grazende aliekruiken.

Ter inschatting van het strandkrabbenbestand (*Carcinus maenas*) werd eenmaal per jaar in augustus een boomkor van 1,0 m breedte (1 cm maaswijdte) gedurende één minuut (~ 100 m) parallel aan de dieptelijn langs de aanplantlocaties gesleept. De boomkor was voorzien van een meetwiel, dat na elke trek werd afgelezen. De krabben werden geteld en hun carapax gemeten en in grootteklassen (0,5 cm stappen) ingedeeld.

3.2.4 Sediment: korrelgrootte en organisch stofgehalte

De sedimentmonsters werden verzameld door 3 PVC-steekbuizen (doorsnede 2,8 cm) 10 cm in het sediment te steken. Het verzamelde materiaal werd per drie in één plastic zak gemengd en tot analyse bij een temperatuur van -18°C opgeslagen.

Per monster werd 30 g bodemmateriaal gedurende 24 uur gevriesdroogd en vervolgens gezeefd (maas 1 mm) zodat stukjes schelp werden verwijderd. Hierna werd het gevriesdroogde sediment losgemaakt in een vijzel om een zo homogeen mogelijk monster te verkrijgen. Het organische stofgehalte van het sediment werd, na ontkalken m.b.v. 30 % HCl, bepaald met een NA-1500 NCS-analyser. De korrelgrootte van het sediment werd geanalyseerd m.b.v. een Malvern Laser Particle Sizer. In dit rapport wordt de mediane korrelgrootte gebruikt, waarbij alle geanalyseerde grootteklassen worden meegerekend.

3.2.5 Bodemwater: saliniteit, ammonium- en fosfaatgehalte

Het bodemwater werd bemonsterd door lysimeters met een poreuze keramische cup (doorsnede 2,2 cm, lengte 5,5 cm) 1 cm onder het wadoppervlak te plaatsen en deze vervolgens vacuüm te trekken met een 50 ml spuit (Foto 7). De bovenkant van de keramische cup bevond zich hierbij 2 cm onder het sediment. Het bodemwater werd met drie lysimeters per plot verzameld en gemengd bewaard in een 100 ml polyethyleen potje. De monsters werden aangezuurd met citroenzuur ($\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_7$) tot een eindconcentratie van 1,25 mg citroenzuur/l. Alle monsters werden ingevroren bij -18°C tot het tijdstip van analyse.

PO_4^{2-} en Cl⁻ gehalten werden colorimetrisch gemeten met een technicon AAII systeem volgens respectievelijk de ammoniummolybdaat met ascorbinezuurmethode (Henriksen 1965) en de mercuriothiocyanaat-methode (O'Brien 1962). NH_4^+ werd gemeten volgens de Berthelot-reactie (Krom 1980). De saliniteit werd met behulp van de Cl concentraties berekend (Stumm & Morgan 1981).

3.3 Zaadstengeldeposities en behoudstechnieken

In 2002 en 2004 werden na het groeiseizoen zaadstengeldeposities uitgevoerd (Tabel 2.1). Zaadstengels werden in beide jaren aan het eind van de zomer op de Hond/Paap in de Eems verzameld. Om de lokale zeegraspopulatie op de Hond/Paap zo min mogelijk aan te tasten en om een grote genetische variatie in het donormateriaal te verkrijgen, werden zaadstengels over een relatief grote oppervlakte verzameld.

In 2002 werd de zaadstengeldepositie uitgevoerd om twee verschillende zaadbehoudstechnieken, die wegdrijven van op het wad gedeponeerde zaadstengels moeten voorkomen, te testen. Allereerst werden de zaadstengels aan een rijpingsprocedure onderworpen. Hiertoe werden de verzamelde zaadstengels in emmers

met kunstmatig zeewater bij een saliniteit van ruim 20 ‰ continu belucht. Daarna werden de zaadstengels bij 4°C bewaard tot depositie. Op locatie B93 werden de zaadstengels met netten of met een laagje van 2-3 cm sediment bedekt (van Pelt *et al.* 2003).

In 2003 werden weliswaar zaadstengels verzameld, maar door verrotting van dit materiaal tijdens de bewaarfase kon geen depositie uitgevoerd worden.

In 2004 werd de potentiële groeikern op locatie B99 met behulp van zaadstengeldeposities op B99C versterkt. In dit jaar werden de zaden niet aan een rijpingsprocedure onderworpen. Tijdens de depositie in december 2004 werden de zaden gedeeltelijk met de hand uit de aren vrijgemaakt om wegdrijven te voorkomen.

In 2004 werden Groot zeegraszaden in een laboratorium gedurende een dag in tetrazolium geweekt om de kiemkracht van de zaden te bestuderen; 83 % van de zaden bleek kiemkrachtig te zijn. Om de kiemkracht van de gedeponeerde zaden in het veld te bestuderen werden in 2004 tevens zes gazen zakjes met elk 10 zaden op locatie B99A en B99C ingegraven.



Foto 7 Bodemwaterbemonstering op locatie B99.

3.4 Stabilisatietechnieken

In september 2002 werden zes kunstmatige mosselbanken en zes rijshouten schermen aangelegd met telkens drie op een diepte van -15 cm NAP en de andere drie op -30 cm NAP. Na een periode van enige maanden waren deze constructies echter verdwenen en konden ze niet gebruikt worden voor het onderzoek (van Dijk & van Katwijk 2002, van Pelt *et al.* 2003). Als alternatief werd uitgeweken naar de locatie BM.

3.5 Statistische bewerkingen

Voor de grafische weergave van de gegevens werd hoofdzakelijk het software programma SigmaPlot (Versie 4.01) gebruikt. Alle berekeningen werden met MS Excel 2000 uitgevoerd, terwijl de statistische tests m.b.v. SPSS (Versie 11.01) werden uitgevoerd.

Vele parameters worden m.b.v. een *box-whisker plot* gepresenteerd. Deze grafische weergave geeft de verdeling van waarden aan door de twee middelste quartielen als staaf af te beelden. De mediaan wordt als horizontale streep in de staaf aangegeven, terwijl het minimum en maximum met de “*whiskers*” worden aangegeven. Bij $n = 3$ worden de buitenste waarnemingen als staaf verbonden en de middelste waarneming als mediaanlijn weergegeven.

De Kaplan-Meier methode (Bland & Altman 1998) werd gebruikt om overlevingscurven van de planten te berekenen. Hierbij wordt de overleving van elke individuele plant gebruikt om de gemiddelde seizoensoverleving van alle planten per behandeling grafisch weer te geven. Vervolgens werden verschillen tussen deze overlevingscurven met de LogRank Test berekend (Bland & Altman 2004). Verder werden alle statistische testen uitgevoerd m.b.v. de non-parametrische Mann-Whitney U Test aangezien in vele gevallen de data niet normaal verdeeld waren.



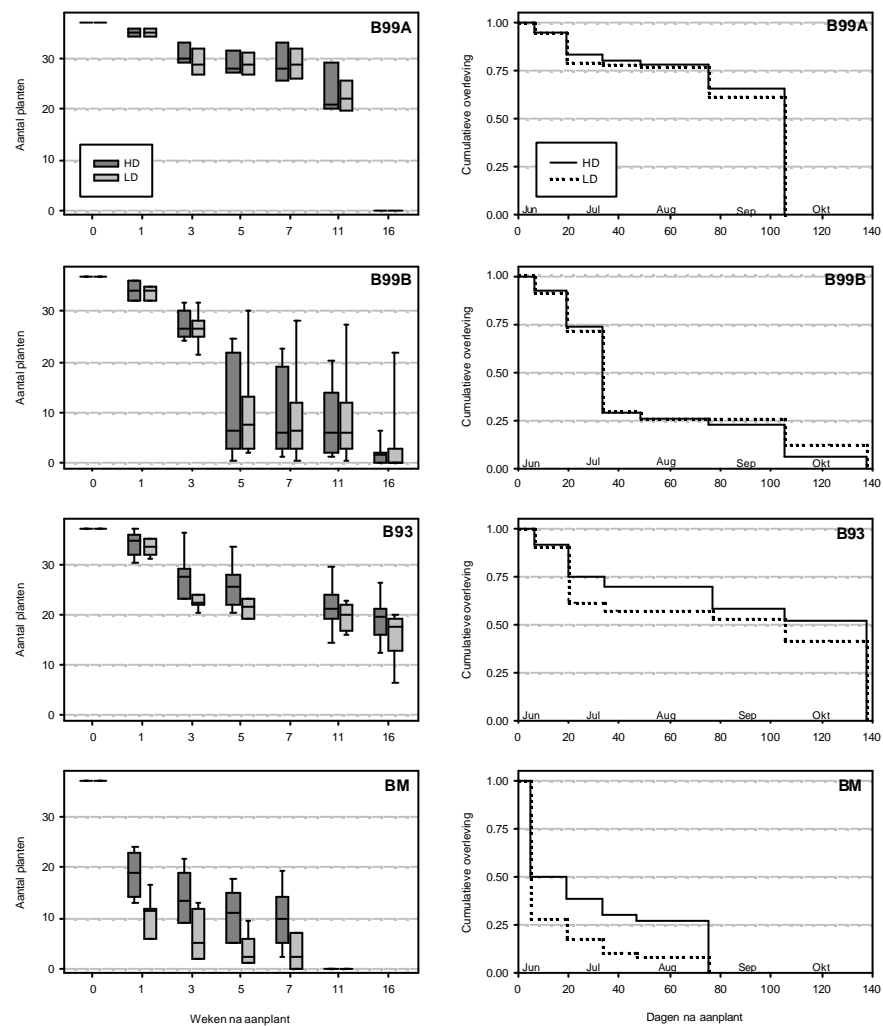
Foto 8 Aangelegde mosselbank op locatie B2. (foto: S. van Pelt)

4. Resultaten

De resultaten van het herintroductie-experiment werden uitvoerig in de resultatenrapportages beschreven (van Pelt *et al.* 2003, Bos *et al.* 2004, Bos *et al.* 2005a). In dit hoofdstuk worden de belangrijkste resultaten van alle projectactiviteiten samengevoegd. In 2003 werd er geen significant verschil (Mann-Whitney U, $P > 0,05$) tussen de plots met centrale zoden en de plots met alleen zaailingen gevonden. De overleving van planten in de grote plots (61 planten) was over het gehele seizoen 2004 niet verschillend (Log Rank Test; $P > 0,05$) van de overleving van de planten in de kleine plots (37 planten). Deze resultaten worden hier verder buiten beschouwing gelaten.

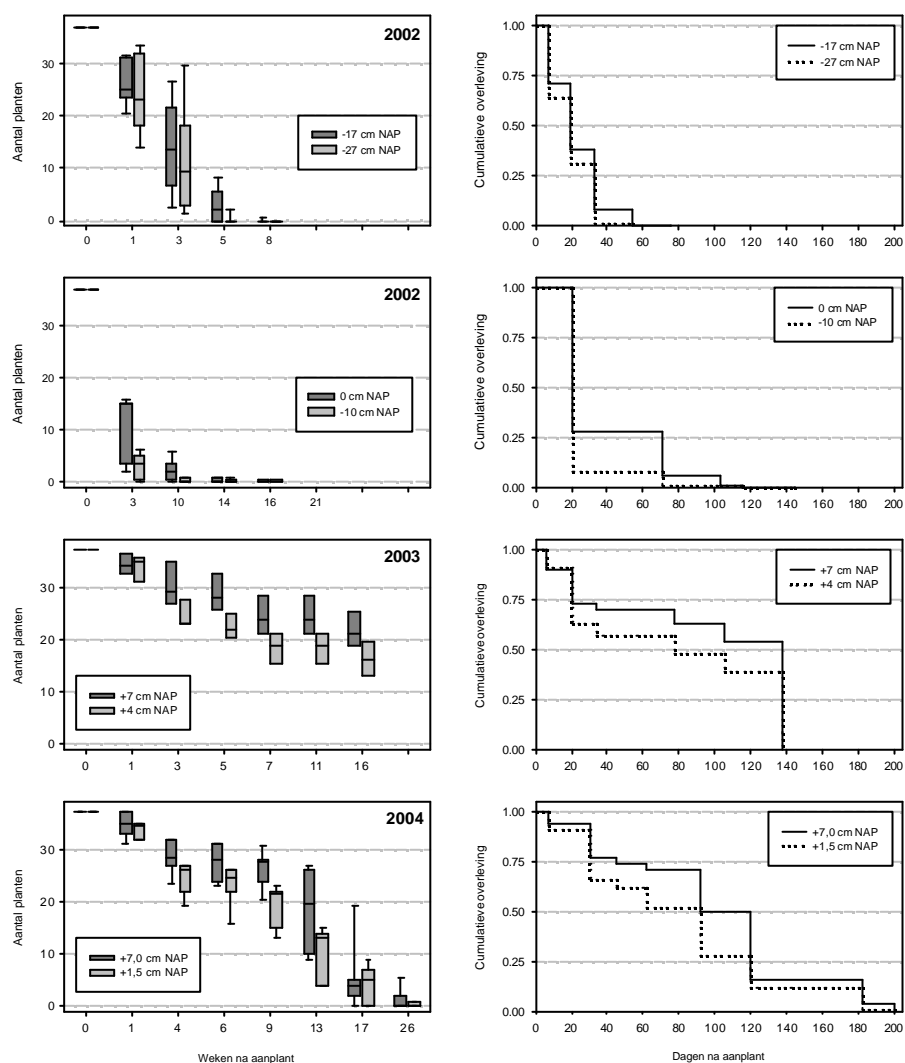
4.1 Aanplantdichtheid en –grootte van zeegrastransplantaties

In 2002 werd geen significant verschil in overleving van planten in hoge en lage dichtheid gevonden (Log Rank Test; $P > 0,05$). Echter hier verdween 90 % van de planten binnen 5 weken na aanplant (van Pelt *et al.* 2003).



Figuur 4.1 Overleving van Groot zee gras in 2003 getransplanteerd in hoge dichtheid (HD) en lage dichtheid (LD) op de locaties B99A, B99B, B93 en BM. De lijngrafiekken geven de Kaplan-Meier overlevingscurven weer.

In 2003 verschildde de overleving van de zeegrasplanten die in verschillende dichtheden waren aangeplant sterk per locatie. Op locatie B99A was de overleving relatief hoog zonder dat er een significant verschillende overleving tussen hoge en lage dichtheid gevonden werd (Log Rank Test; $P > 0,05$, Figuur 4.1). Op locatie B99B waren de verschillen binnen de plots vanaf week 5 zo groot dat ook hier geen significant verschillende overleving werd gevonden (Log Rank Test; $P > 0,05$, Figuur 4.1).



Figuur 4.2 Overleving van Groot zeegras op verschillende dieptes op het Balgzand getransplanteerd in 2002 (juni en juli aanplant), 2003 en 2004. De lijngrafiek geven de Kaplan-Meier overlevingscurven weer. Alle aanplanten bestaan uit 37 planten met een dichtheid van 14 individuen m^{-2} .

Op locatie B93 was de overleving opnieuw relatief hoog met 20 planten per plot tot week 11 (Figuur 4.1). Hier werd een significant hogere overleving in de plots met hoge dichtheid dan in de plots met lage dichtheid gevonden (Log Rank Test; $P < 0,05$). Bovendien overleefden de planten op deze locatie het langst. Op locatie BM was de overleving van de zeegrasplanten relatief laag (Figuur 4.1). Minder dan 50 % van de planten overleefde de eerste week. Ook hier was de overleving significant hoger in de plots met hoge dichtheid (Log Rank Test; $P < 0,01$) dan in de plots met de lage dichtheid. Overleving van de planten was significant hoger op de locaties B93 en B99A dan op de locaties BM en B99B voor beide dichtheden (Log Rank Test; $P < 0,01$). Bovendien was de overleving van planten in lage dichtheid hoger op locatie B99A dan op B93 (Log Rank Test; $P < 0,01$).

4.2 Aanplantdiepte

In alle jaren overleefden planten beter op hogere locaties dan op lager gelegen locaties. Ter vergelijking werden hier alleen de plots met hoge dichtheid gebruikt. Ondanks het relatief snel verdwijnen van de planten werd op de locaties B1 en B2 in juni 2002 een significant hogere overleving van planten op -17 cm NAP dan op -27 cm NAP gevonden (Log Rank Test, $P < 0,01$; Figuur 4.2). In juli 2002 werd op de locaties B1 en B2 opnieuw een significant hogere overleving op 0 cm NAP dan op -10 cm NAP gevonden (Log Rank Test, $P < 0,01$; Figuur 4.2).

In 2003 overleefden de planten op locatie B93, ondanks het geringe verschil in diepte, op +7 cm NAP beter dan op +4 cm NAP (Log Rank Test, $P < 0,01$; Figuur 4.2). Ook in 2004 was de overleving van de aanplanten op locatie B93 over het gehele seizoen genomen significant hoger op +7 cm NAP dan op +1,5 cm NAP (Log Rank Test, $P < 0,01$; Figuur 4.2).

In 2003 werd ook in de Mokbaai een significant hogere overleving op -20 cm NAP dan op -50 cm NAP gevonden (Log Rank Test, $P < 0,01$; Bos *et al.* 2004).

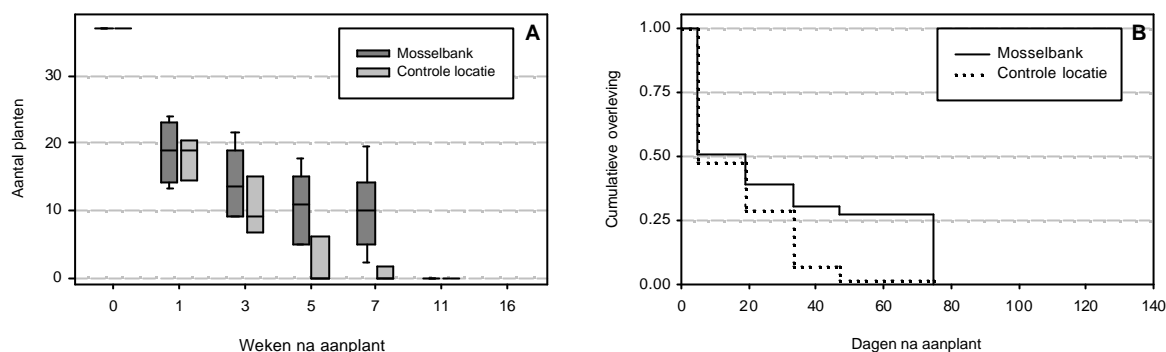
Beschermend effect van een mosselbank

Alle planten op locatie BM verdwenen gedurende het groeiseizoen (Figuur 4.3), maar overleving van de planten was 3-7 weken na aanplant significant hoger binnen de beschutting van de mosselbank dan op de controlelocatie (Log Rank Test; $P < 0,05$).

4.3 Verschillen tussen aanplantlocaties

4.3.1 B1 en B2

Overleving van de planten op de locaties B1 en B2 in 2002 was gering. 97 % van de zaailingen van de juni aanplant waren na ruim vier weken verdwenen (van Pelt *et al.* 2003). De overgebleven planten verdwenen in de daaropvolgende maand. De aanplant verdween zeer waarschijnlijk omdat deze te diep was uitgezet ten gevolge van een meetfout van de Informatiedienst Water, namelijk op gemiddeld -22 cm NAP in plaats van -5 cm NAP.



Figuur 4.3 Overleving van de aanplanten binnen een mosselbank en daarbuiten op een controlelocatie in 2003. De lijngrafiek geven de Kaplan-Meier overlevingscurven weer.

De juli aanplant overleefde weliswaar langer dan de juni aanplant, maar ook hier was de overleving laag. Zeventig dagen na de aanplant waren vrijwel alle planten verdwenen. De slechte overleving van de juli aanplant werd waarschijnlijk veroorzaakt door een combinatie van ongunstige weersomstandigheden en uitbundige groei van macroalgen (van Pelt *et al.* 2003). Planten op hoger gelegen plekken overleefden bij zowel de juni als de juli aanplant significant beter dan de planten op de lagere plekken (zie boven). Het relatief snelle verdwijnen van de aanplant op deze locaties was de reden waarom hier in het volgende jaar niet meer werd aangeplant.

4.3.2 BM en Mok

Het aantal planten dat in 2003 op de locaties BM en Mok werd aangeplant, was na één week gehalveerd (Bos *et al.* 2004). In de loop van het seizoen bleken de planten het op deze locaties erg moeilijk te hebben en waren ze in september allemaal verdwenen. De bladeren waren op deze locatie vaak bedekt met een dun laagje sediment. Op de onbeschutte controlelocatie bij BM verdwenen de planten sneller dan bij de beschutting van de mosselbank (zie boven). Het relatief snelle verdwijnen van de aanplant op deze locaties was de reden waarom hier vanaf 2004 niet meer werd aangeplant.

4.3.3 B93 en B99

De locaties B93 en B99 vertoonden beide hoge overleving van de aanplanten in 2003. Op locatie B99 werd er wel een significant hogere overleving op sublocatie B99A (Log Rank Test, $P < 0,01$) dan op B99B gevonden (Bos *et al.* 2004). In 2004 werd er voor gekozen de twee succesvolle locaties B93 en B99A met nieuwe aanplanten te versterken. Hieronder worden verschillen tussen deze locaties nader beschreven.

Zeegrasonontwikkeling

De zeegrasonontwikkeling was op beide plekken vergelijkbaar tot en met augustus. In 2003 werden weliswaar planten met langere en bredere bladeren op locatie B93 gevonden, maar dit was niet het geval in 2004 (Tabel 4.1). Na augustus trad een belangrijk verschil op: in zowel 2003 als 2004 verdwenen vrijwel alle planten op locatie B99A in de eerste week van september, terwijl gemiddeld 30 % van de planten op locatie B93 tot eind oktober aanwezig was (Figuur 4.1).

Het aantal geproduceerde zaden was in 2004 significant hoger op locatie B93 dan op locatie B99A (Bos *et al.* 2005a). Op locatie B99A werden de meeste zaden (gemiddeld 1 zaad/plant) op 17 augustus gevonden, terwijl op locatie B93 de piek in zaadproductie (30 zaden/plant) op 18 september werd waargenomen. Overigens werd de vroege sterfte op B99 niet waargenomen in 2002.

Tabel 4.1 Gemiddelden en standaarddeviatie van biotische en abiotische factoren op de locaties B93 en B99A in augustus 2003 (Bos *et al.* 2004) en augustus 2004 (Bos *et al.* 2005a). Significant hogere waarden binnen één jaar (Mann-Whitney U, $P < 0,05$) zijn vet gedrukt.

Factor	Eenheid	2003				2004			
		B93		B99A		B93		B99A	
Overleving	%	58,1	(14,5)	64,0	(19,1)	59,5	(11,7)	45,0	(41,3)
Bedekking	%	37,5	(13,7)	54,2	(19,9)	33,3	(15,7)	41,7	(36,2)
Zaadstengels	%	25,8	(13,6)	25,8	(3,8)	25,7	(6,1)	25,7	(4,5)
Lengte zaadst.	cm	51,2	(7,0)	48,8	(2,5)	54,3	(5,0)	49,6	(5,3)
Bladlengte	cm	29,4	(4,6)	19,8	(5,6)	26,7	(2,8)	26,4	(1,7)
Bladbreedte	mm	3,2	(0,4)	2,6	(0,6)	4,1	(0,5)	3,9	(0,3)
Macro-algen	%	0,8	(1,0)	9,5	(5,2)	4,7	(2,3)	41,7	(51,1) ¹
Epifyten	%	4,5	(1,2)	16,2	(9,6)	1,2	(0,8)	2,5	(0,7)
Wadslakjes	Ind./dm ²	83,8	(34,9)	145,0	(39)	625,0	(133)	356,0	(189)
Alikruik	Ind./m ²	0,0	0,0	27,2	(19,9)	0,0	0,0	11,5	(4,2)
Wadpieren	Ind./m ²	14,9	(12,5)	6,4	(7,0)	8,5	(10,4)	34,0	(29,4)
Zagers	Ind./m ²	285,0	(121)	342,0	(129)	100,0	(49)	246,0	(131)
Saliniteit	‰	27,2	(3,9)	30,1	(2,4)	27,2	(0,8)	28,2	(0,8)
NH ₄	µmol/l	172,0	(47,2)	75,6	(30,8)	101,0	(27,8)	115,0	(23,9)
PO ₄	µmol/l	12,9	(2,5)	14,2	(4,2)	6,3	(1,5)	11,1	(3,2)
Sediment med.									
korrelgrootte	µm	135,0	(5,9)	63,9	(6,7)	131,0	(8,1)	65,0	(10,1)
Organisch C	%	0,5	(0,05)	1,2	(0,28)	0,8	(0,36)	1,6	(0,50)

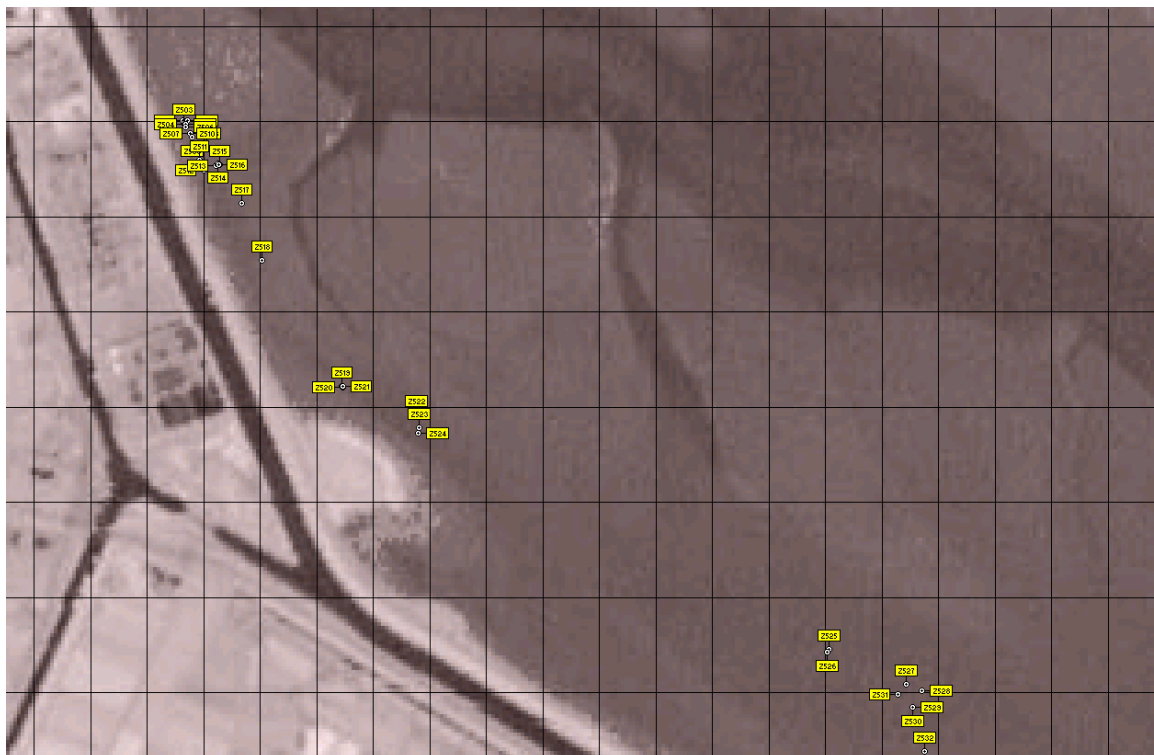
¹ niet significant door extreme variatie in bedekking

Abiotiek en macrofauna

De locaties B93 en B99A verschilden in een aantal opzichten. Wat betreft de macrofauna valt op dat er op B93 geen alikruiken werden gevonden, terwijl de aantallen wadslakjes sterk lijken te variëren. In 2003 werd een significant hoger ammoniumgehalte gevonden op locatie B93. Dit verschil werd echter in 2004 niet gevonden. In 2004 was de fosfaatconcentratie op locatie B93 significant lager dan op locatie B99A. Verder was de korrelgrootte van het sediment in beide jaren significant hoger op locatie B93 (Tabel 4.1).

Een ander opvallend verschil tussen deze locaties was de hogere macroalgenbedekking en epifytenbedekking op locatie B99A (Tabel 4.1). De deels significant hogere macroalgenbedekking werd veroorzaakt door matten van macroalgen die op locatie B99A aanspoelden. In zowel 2003 als ook in 2004 werd dit fenomeen rond locatie B99A waargenomen, waardoor sommige aanplanten volledig verdwenen. Op locatie B93 daarentegen werden slechts geringe bedekkingen van macroalgen gevonden.

In juni en juli 2004 werden ook macroalgenbedekkingen geschat en bleek locatie B99 telkens een significant hogere bedekking dan locatie B93 te hebben. In september 2004 werd dit verschil, evenals in augustus, niet waargenomen. Een extra waarneming in juli 2003 toonde eveneens geen significant verschillende macroalgenbedekking tussen deze locaties aan.



Figuur 4.4 Overzicht van Groot zeegrasplanten die tijdens de monitoring in augustus 2005 op het Balgzand werden waargenomen.

Overige fauna

In 2003 en 2004 werden tussen 19 april en 22 mei maximaal 400 rotganzen rond het Kooyhoekschor waargenomen. De ganzen bevonden zich met hoog water op de dijk en de schorren, terwijl ze tijdens laag water in kleinere groepen op het wad werden waargenomen. Op het moment van aanplanten waren de rotganzen op het Balgzand altijd weggetrokken. Wel werden soms bergeenden of grauwe ganzen bij de aanplantlocaties waargenomen.

Dichtheden van strandkrabben lagen gemiddeld bij 4,2 ($\pm 2,5$) individuen m^{-2} . Echter, de overgrote meerderheid van de krabben had een carapax lengte van minder dan 3,0 cm en was over het algemeen te klein om een bedreiging te vormen voor een zeegrasaanplant. Er werden geen verschillen tussen de locaties gevonden.

4.3.4 Locale extinctions gedurende het groeiseizoen

In 2003 verdwenen de planten op locatie B99B vrijwel volledig gedurende het groeiseizoen, terwijl de nabijgelegen aanplant op locatie B99A zich prima ontwikkelde (Figuur 4.1). Alle onderzochte omgevingsparameters waren echter niet verschillend, behalve dat op locatie B99A een significant hoger aantal zeeduizendpoten werd gevonden (Tabel 4.2). Het lijkt echter niet waarschijnlijk dat het verschil in overleving van de planten hier op terug te voeren is, aangezien alleen het zeegraszaad door zeeduizendpoten wordt gegeten. Opvallend is de grote standaarddeviatie die voor de meeste onderzochte parameters werd gevonden. Dit duidt op een grote variatie van de omgevingsfactoren op een relatief kleine oppervlakte. Welke factor uiteindelijk het waargenomen verschil in overleving veroorzaakt heeft is met de onderzochte parameters niet eenduidig vast te stellen.

Ook in andere jaren werden geregeld locale extinctions waargenomen, hoewel niet op de schaal zoals in 2003. Op locatie B93 verdwenen tussen maart en april en tussen april en mei 2004 respectievelijk 5 en 10 planten. In april 2004 werd op locatie B99B één plant waargenomen die een maand later weer was verdwenen. In 2005 verdwenen op locatie B93 7 planten tussen april en mei. In 2005 werden in juni 7 gezonde en grote planten op locatie B99 aangetroffen, die in augustus verdwenen bleken te zijn.

4.3.5 Meerjarige ontwikkeling van de aanplant

Voor het Balgzand geldt dat de winteroverleving van Groot zeegras, zowel uit wortelstokken als uit zaad, op de aanplantlocaties gering was.

In augustus 2003 werden op locaties B1 en B2 zeven planten waargenomen op ruime afstand van de oorspronkelijke aanplantlocaties. Er wordt aangenomen dat deze planten uit zaad ontstonden, dat in 2002 door de aanplant werd geproduceerd. In 2004 en 2005 werden hier geen planten meer gevonden.

In januari 2004 werden op locatie B93 vijftien planten waargenomen. Deze stonden allemaal binnen de grenzen van de gebruikte aanplantlocaties en overleefden dus zeer waarschijnlijk met behulp van wortelstokken. Uiteindelijk zou hieruit gedurende het groeiseizoen 2004 slechts één grote plant voortkomen, die in 2005 echter niet meer werd teruggevonden. Op locatie B99B werd in april 2004 één plant waargenomen die een maand later weer verdwenen was.

In december 2004 werden op locatie B93 nog 21 planten waargenomen, waarvan in april 2005 nog 6 werden teruggevonden (Bijlage I). Echter, deze planten waren één maand later allemaal verdwenen.

In mei 2005 werd op locatie B93 één zaailing waargenomen, die in juni weer verdwenen was. In augustus 2005 werden op deze locatie 8 volgroeide planten gevonden die uit zaad ontstonden (Figuur 4.4). Dit is een zeer mager resultaat, aangezien in september 2004 op locatie B93 het aantal geproduceerde zaden op ruim 10.000 geschat werd (Bos *et al.* 2005a).

Op de locaties B99A en B99B werden in het voorjaar van 2005 geen planten gevonden, die precies op de aanplantlocaties ontwikkelden en dus uit wortelstokken ontstonden. Wel kwamen in de directe omgeving 18 planten op uit zaad (Figuur 4.4 & Bijlage III), die deels als resultaat van de aanplant in het voorafgaande jaar beschouwd konden worden. Deze planten zouden ook aan het natuurlijke veld op deze locatie toegeschreven kunnen worden. Bovendien is het opvallend dat een deel van deze planten groeit op de plek waar in augustus 2004 een dikke mat macroalgen was aangespoeld.

Locatie B99C kon tijdens het broedseizoen niet bezocht worden, waardoor het monitoren van de kieming op deze locatie tot augustus 2005 uitgesteld moest worden. In augustus 2005 werden op locatie B99C drie grote planten waargenomen (Figuur 4.4) die het resultaat waren van de zaadstengeldepositie in december 2004

Tevens werden in augustus 2005 op de plek bij B99C, waar drie zaadzakjes (met elk 10 zaden) ingegraven waren, 3 grote planten aangetroffen. Dit wijst er op, dat in ieder geval enkele zaden konden kiemen. Het was echter niet meer mogelijk om een vast percentage voor de kiemkracht van de individuele zaden te bepalen. Op locatie B99A werden de zaadzakjes in augustus 2005 onder een dikke mat macroalgen bedolven, waardoor over het kiemingssucces geen uitspraak gedaan kan worden.

Tabel 4.2 Gemiddelden en standaarddeviatie van biotische en abiotische factoren op de locaties B99A en B99B in augustus 2003 (Bos *et al.* 2004). Significant hogere waarden (Mann-Whitney U, $P < 0,05$) zijn vet gedrukt.

		B99A		B99B	
Overleving	%	64,0	(19,1)	22,5	(21,1)
Bedekking	%	54,2	(19,9)	9,8	(9,4)
Zaadstengels	%	25,8	(3,8)	21,3	(19,4)
Macro-algen	%	9,5	(5,2)	13,5	(11,2)
Epifyten	%	16,2	(9,6)	9,8	(9,4)
Wadslakjes	Ind./dm ²	145	(39)	79,6	(57,5)
Alikruiken	Ind./m ²	27,2	(19,9)	12,6	(18,8)
Wadpieren	Ind./m ²	6,4	(7,0)	8,5	(10,4)
Zagers	Ind./m ²	342,0	(129)	195,0	(57)
Saliniteit	‰	30,1	(2,4)	29,0	(3,7)
NH ₄	µmol/l	75,6	(30,8)	79,7	(8,7)
PO ₄	µmol/l	14,2	(4,2)	10,8	(1,9)
Sediment med. korrelgrootte	µm	63,9	(6,7)	66,7	(7,3)
Organisch C	%	1,2	(0,28)	1,0	(0,17)

4.3.6 Meerjarige ontwikkeling van de zaadstengeldepositie uit 1998

Naast het aangeplante Groot zee gras overleeft op locatie B99 een kleine populatie van Groot zee gras (Figuur 4.4). Deze populatie is hier aanwezig sinds een zaadstengeldepositie in december 1998 en een zaadexperiment in het voorjaar van 1999 (van Katwijk & Wijgergangs 2004). Het aantal planten van deze populatie varieert tussen 26 en 800, afhankelijk van jaar en seizoen. In augustus 2005 werden op deze locatie 18 volgroeide planten aangetroffen (Tabel 4.3). In zowel 2004 als in 2005 groeiden de meeste planten op geruime afstand van de aanplantlocaties. Daarom wordt er vanuit gegaan dat slechts een klein deel van deze planten als resultaat van de aanplantactiviteiten uit de voorafgaande jaren beschouwd kan worden.

Tabel 4.3 Jaarlijkse plantenaantallen op de locaties B99A en B99B als resultaat van een zaadstengeldepositie in december 1998.

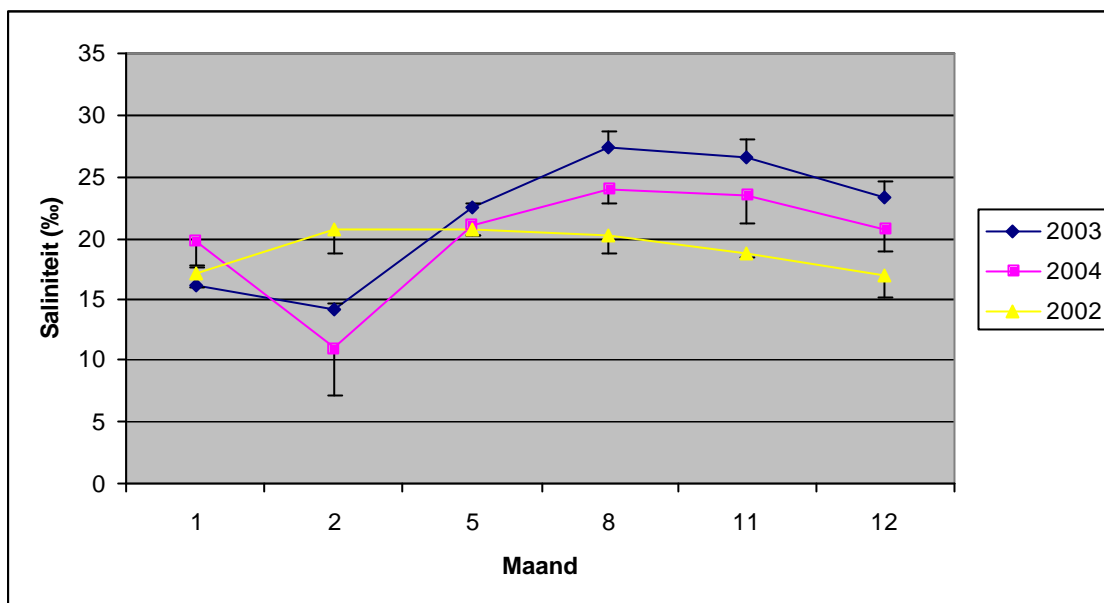
Jaar	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Aantal planten	±100	±300	±200	26	±800	51	18

4.3.7 Vergelijking met de donorpopulatie

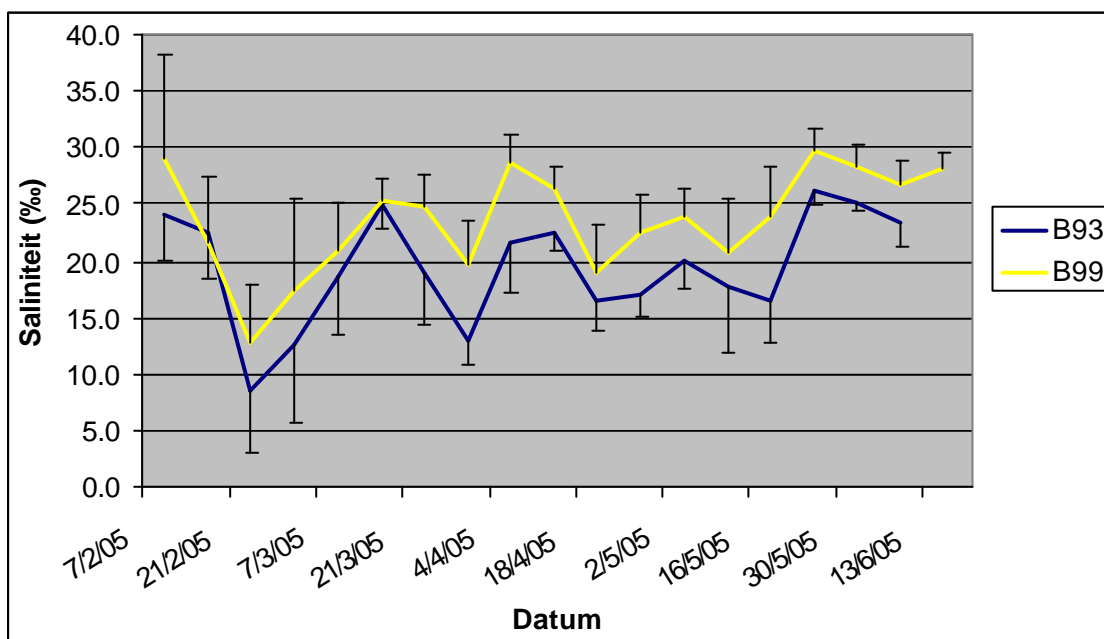
Doordat de omgevingsparameters op donorlocatie Hond/Paap minder intensief zijn bemonsterd, kunnen de verschillen tussen de Hond/Paap en het Balgzand alleen beschreven en niet statistisch getoetst worden (Tabel 2.1). De meeste onderzochte parameters hadden voor de Hond/Paap een vergelijkbare orde van grootte als voor de succesvolle aanplantlocaties op het Balgzand. Opvallend was het lagere aantal wadslakjes en het hogere aantal alikruiken op de Hond/Paap. Verder werd α op de Hond/Paap een beduidend lager ammoniumgehalte in het bodemwater gevonden. Macro-algen speelden op de Hond/Paap geen dominante rol (Tabel 2.1). De zee grasbedekking van de donorpopulatie op de Hond/Paap bedroeg in september 2003 ongeveer 25 % (Bos *et al.* 2004) en was iets lager dan op de Balgzandlocaties (Tabel 4.1).

Het aantal planten dat de reciproke aanplanten op de Hond-Paap overleefde lag bij 76 %, terwijl dat op het Balgzand ongeveer 50 % was. De planten bleven op de Hond-Paap echter beduidend kleiner dan op het Balgzand. Bedekking in de reciproke aanplant op de Hond/Paap was dan ook slechts 3 % en hier werden geen generatieve scheuten gevonden (Bos *et al.* 2004).

Een andere factor die verschildte tussen donor- en transplantatielocatie was de saliniteit (Tabel 2.1), maar door het gering aantal metingen kunnen deze niet als representatief worden gezien. Voor de Eems zijn daarom de gegevens van WaterBase voor de jaren 2002, 2003 en 2004 gebruikt ter aanvulling (Figuur 4.5). In de maand februari wordt hier doorgaans de laagste saliniteit van minimaal 10 ‰ bereikt. De hoogste saliniteit van maximaal 27 ‰ wordt in de zomer en aan het eind van het jaar gevonden. Op het Balgzand zijn in 2005 continue metingen verricht (Alkyon in druk) en hieruit bleek dat het laagste zoutgehalte in februari werd gemeten en bij ongeveer 5 ‰ lag (Figuur 4.6). Bovendien was de saliniteit op locatie B99 structureel hoger dan op locatie B93 en waren de saliniteitsfluctuaties gedurende het seizoen relatief hoog. De hoogste gemiddelde saliniteit op het Balgzand lag rond 30 ‰.



Figuur 4.5 Gemiddelde saliniteit in de Eems (Bocht van Watum) gedurende zes maanden in de jaren 2002, 2003 en 2004. Bron: WaterBase.



Figuur 4.6 Gemiddelde saliniteit bij de locaties B93 en B99 op het Balgzand in de eerste helft van 2005. Bron: Alkyon (in druk).

5. Discussie

Twee van de zes gebruikte aanplantlocaties (B93 en B99) bleken geschikt voor aanplant van Groot zee gras, aangezien de overleving van de planten daar relatief hoog was. Op de locaties B1, B2, BM en Mok lagen de overlevingspercentages beduidend lager en daarom werd hier slechts gedurende één seizoen aangeplant. Het overlevingspercentage op de locaties B93 en B99 was ruim 45 % in zowel augustus 2003 als augustus 2004. Ter vergelijking, overleving van transplantaties lag gemiddeld bij 35 % in 53 Noord-Amerikaanse studies (Fonseca *et al.* 1998). Doordat planten zich op deze twee locaties goed ontwikkelden gedurende de groeiseizoenen konden verschillen tussen sublocaties onderzocht en beschreven worden. Omdat het aantal zich ontwikkelende scheuten relatief hoog was (kon oplopen tot honderden per individuele plant) zijn in deze studie alleen het aantal individuen geteld, en worden de resultaten besproken in termen van 'overleving'. De hiernavolgende verhandeling gaat over florerende, zich goed ontwikkelende planten, tenzij anders aangegeven.

5.1 Aanplantdichtheid en -grootte van zee grastransplantaties

Een hogere aanplantdichtheid bleek op beschutte plekken geen verschil in overleving op te leveren terwijl dit op iets meer geëxponeerde plekken wel het geval bleek te zijn. De aanplantdichtheid van 14 planten m^{-2} (onderlinge afstand 30 cm) resulteerde in een grotere overleving dan de aanplantdichtheid van 5 planten m^{-2} (onderlinge afstand 50 cm). Hoogstwaarschijnlijk beschutten de planten elkaar tegen golfslag (de locaties verschillen echter ook in andere opzichten van elkaar). Hoe groter de planten, hoe groter deze mogelijke wederzijdse beschutting, die dus gedurende het groeiseizoen nog zou kunnen toenemen. Dit werd bevestigd in een stroomgootstudie die in samenwerking met het NIOO/CEME te Yerseke werd uitgevoerd (Bouma *et al.* submitted). In de Oostzee bleek 20 cm onderlinge afstand tussen planten gunstiger dan 40 cm (Worm & Reusch 2000). Bij een te hoge dichtheid kan echter in de loop van het seizoen intraspecifieke concurrentie voor ruimte optreden. Zo werd in een mesocosmosexperiment bij een aanplantdichtheid van 64 versus 121 planten m^{-2} geen verschil in bedekking meer gevonden aan het einde van het groeiseizoen (van Katwijk *et al.* 1998). De op het Balgzand gebruikt maximale dichtheid van 14 planten m^{-2} lijkt te gering om intraspecifieke concurrentie veroorzaakt te hebben.

In 2004 werd op locatie B93 getest of de kans op overleving van planten verhoogd zou kunnen worden als een groter aantal planten bij een dichtheid van 14 planten m^{-2} in één plot werd gezet (Bos *et al.* 2005a). Het aantal zaailingen werd daartoe van 37 naar 61 per plot verhoogd. Echter, de overleving van planten in grote plots (61 planten) was gedurende het gehele seizoen niet significant hoger dan de overleving van die in plots met 37 planten. De getransplanteerde planten lijken er dus geen voordeel uit te halen als een plot uit meer dan 37 planten bestaat.

5.2 Aanplanthoogte ten opzichte van NAP

De aanplanthoogte bleek van significante invloed op de overleving van zaailingen te zijn (Figuur 4.2), zelfs binnen de voor Groot zee grastransplantaties veilige range van -20 tot +15 cm NAP die eerder door van Katwijk (2000) werd aangegeven op basis van transplantatiebevindingen op het Balgzand, op Terschelling, op Schiermonnikoog en veldwaarnemingen in de Eemsmonding en in de Duitse Waddenzee. De overleving van planten, die in 2002 onder NAP aangeplant waren, was gering, terwijl in 2003 en 2004

de overleving van planten, die boven NAP aangeplant waren, relatief hoog was (Figuur 4.2). Het verschil in overleving tussen planten boven NAP onderling was gering en zeegrasbedekking en zaadproductie werden hier in 2003 niet door beïnvloed (Bos *et al.* 2004). In 2004 werden bij locatie B93 wél een significant hogere zeegrasbedekking en significant meer generatieve scheuten gevonden op de hoger gelegen locaties dan op de lagere locaties (Bos *et al.* 2005a). De hoogste locatie (+7 cm NAP) was de succesvolste en tevens de meeste geschikte voor transplantatie en ontwikkeling van Groot zeegras.

Hermus (1995) voerde transplantaties van Groot zeegras uit op het Balgzand in 1993 en vond, in tegenstelling tot de resultaten van de voorliggende studie, dat de planten op de hoogtes -20, -10 en 0 cm NAP gedurende het gehele seizoen overleefden. Op lagere locaties (tot -90 cm NAP) en hogere locaties(+15 cm NAP) overleefden de planten niet. Waarom de planten in de huidige studie een ondieper optimum hebben dan in 1992-1993 is misschien een gevolg van de veranderende geomorfologie op het Balgzand. Door de voortdurende sedimentatie in dit deel van het Balgzand (Grolle 2000), komt de zone rond NAP verder uit de kust te liggen. Hierdoor wordt deze zone iets meer geëxposeerd (grotere strijklengte), omdat het afstromen van water tijdens eb vanuit de hoger gelegen gebieden langer duurt. Terwijl in 1992-1993 het gebied tijdens eb meestal volledig droogviel, bleef er in de periode 2002-2004 op vrijwel alle bemonsteringsdata een laagje afstromend water aanwezig (van Pelt *et al.* 2003). Dit verhoogt zowel de ondergrens van het Groot zeegrasvoorkomen, als gevolg van de verhoogde expositie (van Katwijk & Hermus 2000), als ook de bovengrens, die voornamelijk bepaald wordt door uitdroging.

De donorpopulatie op de Hond/Paap in de Eems ligt tussen -20 en +23 cm NAP (Erftemeijer 2002; Erftemeijer & Wijsman 2004) en Erftemeijer (pers. comm.) nam waar dat de planten zich vooral in de hoger gelegen delen beter ontwikkelden.



Foto 9 Macroalgen op locatie B99.

Het verdwijnen van de aanplant op locatie BM is waarschijnlijk terug te voeren op de relatief geringe hoogte van -40 cm NAP. In het verleden verdwenen dergelijke aanplanten in de Waddenzee ook op deze hoogte (van Katwijk & Hermus 2000). Echter, met extra beschutting kan Groot zeegras overleven op lagere locaties, bv. op -50 cm NAP op Terschelling (van Katwijk 2003). In de Duitse Waddenzee wordt zeegras ook op relatief lage locaties achter mosselbanken gevonden (Reise pers. comm.). Het lijkt erop dat de aanplant binnen de mosselbank op locatie BM enigszins profiteerde van de beschermende functie, aangezien de aanplant zonder bescherming op gelijke hoogte sneller verdween (Figuur 4.3). Dit beschermende effect werd bevestigd door een laboratoriumstudie uitgevoerd bij het NIOO/CEME te Yerseke (Bouma *et al.* submitted). Toch was het beschermende effect van de mosselbank niet voldoende om zeegras op deze locatie succesvol te herintroduceren. Ook achter de mosselbank op locatie Mok bleken de planten niet in staat zich bij -50 cm NAP te handhaven.

5.3 Verschillen tussen locaties

Op de locaties B99 en B93 ontwikkelden de zeegrasplanten zich vanaf de aanplant in midden-juni tot en met augustus, in zowel 2003 als in 2004, op vergelijkbare wijze. In beide jaren stierven echter alle planten op B99 in september af, terwijl de planten op B93 zich dan nog verder ontwikkelden. De laatste bereikten hoge zaadproducties en stierven in de loop van oktober/november langzaam af. Dit verschil in najaarsontwikkeling zou veroorzaakt kunnen zijn door de hoge macroalgenbedekking op locatie B99. Het rottingsproces van deze algen zette zowel in 2003 als in 2004 in augustus in, wat het verdwijnen van het zeegras sterk bevorderd zou kunnen hebben. Dit wordt bevestigd door de waarneming in 2002 dat op de locatie B99 weinig macroalgen werden waargenomen en dat de zeegrasplanten in dat jaar wel tot in oktober/november bleven staan. Tijdens de afronding van het veldwerk in augustus 2005 werd op locatie B99 opnieuw een dikke mat macroalgen aangetroffen. Welk effect deze mat gehad heeft op de aanwezige zeegrasplanten zal in 2006 duidelijk worden.

Locale extincties tijdens het groeiseizoen

In alle onderzoeksjaren werd het spontaan verdwijnen van planten op kleine schaal waargenomen, zonder dat de onderzochte omgevingsparameters dit konden verklaren. Het blijft daarom zinvol transplantaties in ruimte en tijd te spreiden om het risico van verlies te minimaliseren. In natuurlijke populaties worden locale extincties ook waargenomen (Erftemeijer 2005, van Katwijk 2005). Rotganzen zouden een rol kunnen spelen bij het verdwijnen van kiemplanten in het voorjaar. Echter, rotganzen foerageren alleen op goed zichtbare arealen van zeegras (B. Spaans pers. comm.) en werden ook nooit op heterdaad betrapt. Wel verdwenen er in het voorjaar regelmatig gekiemde planten en werden op deze locaties vogelsporen in het sediment waargenomen. Het verdwijnen van aangeplant zeegras kan echter niet door Rotganzen veroorzaakt zijn, omdat deze altijd eind mei vertrokken zijn. Er bestaat het vermoeden dat ook andere vogelsoorten voor het loswroeten van planten en wortelstokken verantwoordelijk gehouden kunnen worden. In augustus 2005 werden op locatie B99C bijvoorbeeld vele losdrijvende Groot zeegrasbladeren en -wortelstokken gevonden, terwijl op het nabijgelegen schor honderden grauwe ganzen verbleven.

Meerjarige ontwikkeling

Op locatie B99 lijkt zich een kleine, min of meer stabiele, populatie gevestigd te hebben uit een zaadstengeldepositie (uitgevoerd in december 1998), een zaadexperiment

(voorjaar 1999) en de recente aanplantexperimenten in 2003 en 2004 (Figuur 4.4). Dit veldje herbergde jaarlijks tussen 26 en 800 planten met een maximaal areaal van ongeveer 5 hectare. In augustus 2005 werden 18 volgroeide planten waargenomen (Tabel 4.3). Deze fluctuaties in populatieomvang lijken gecorreleerd te zijn aan de macroalgenontwikkeling, net zoals de ontwikkeling van de transplantaties (zie boven). Geringe macroalgenontwikkeling in 2002 ging namelijk gepaard met een laat afsterven van het zeegras en een massale uitbreiding van het aantal planten in 2003, namelijk van 26 planten naar 800. In de daaropvolgende jaren 2003 en 2004 was er een sterke macroalgenontwikkeling, die gepaard ging met vroege najaarssterfte en een achteruitgang van het aantal planten dat opkwam in het daaropvolgende voorjaar. Ook de weersomstandigheden zouden een rol kunnen spelen bij de fluctuerende overleving van Groot zeegras. Echter, eerdere pogingen om een correlatie tussen weersomstandigheden en biomassa in de Waddenzee te beschrijven mislukten (Morelissen 2002; Erftemeijer 2005).

De slechte overwintering van Groot zeegras op locatie B93 kon niet verklaard worden met behulp van de onderzochte parameters. Mogelijke verklaringen zijn (1) de gemiddelde blootstelling aan waterdynamiek op deze locatie zou een negatief effect op de kieming en de ontwikkeling van de zaailingen kunnen hebben, waardoor het kiemingssucces laag uitviel (van Katwijk & Wijgengangs 2004). Een andere factor van betekenis (2) zou de periodiek lage en/of fluctuerende saliniteit (5-33 ‰) van het water op deze locatie kunnen zijn. Deze fluctuaties zouden door de nabijheid van de spuisluis in Den Oever veroorzaakt kunnen zijn. Tijdens spui zorgt oostelijke wind namelijk voor verlaagde zoutwaarden op het Balgzand (Alkyon in druk). Dit zou tevens kunnen verklaren dat de saliniteit bij locatie B93 structureel lager lag dan bij locatie B99 (Figuur 4.6). De spuisluisen bij Den Helder en Oostoever bleken geen effect te hebben op het zoutgehalte van het water op het Balgzand (Alkyon in druk). Lage zoutgehaltes zouden tot voortijdige kieming van het zaad in de wintermaanden kunnen leiden (Hootsmans *et al.* 1987). De gekiemde zaailingen zijn vervolgens zeer kwetsbaar voor nachtvorst en fysische verstoring (ijsgang, maar ook waterbeweging) en kunnen doorgaans niet uitgroeien tot planten (van Katwijk & Hermus 2000). De grote fluctuaties in het zoutgehalte van het water op het Balgzand zouden ertoe kunnen leiden, dat de ondergrens van de zouttolerantie van Groot zeegras regelmatig overschreden wordt. Dergelijke omstandigheden zijn natuurlijk kritiek voor de overleving in het algemeen als zo'n periode langer duurt.

Zowel meerjarige ontwikkeling van de 2002-2004 transplantaties op locatie B99, als ook resultaten van eerdere zaadstengeldeposities in hetzelfde gebied, duiden op een relatie met het voorkomen van macroalgen. Macroalgen, die vooral op beschutte locaties aanspoelen, veroorzaken een vroegtijdig afsterven van de planten. Aan de andere kant vertonen iets minder beschutte locaties met weinig macroalgen een (nog) slechtere overwintering. Overwintering en uitbreiding werd alleen waargenomen op beschutte locaties volgend op een jaar met weinig macroalgenontwikkeling.

Deze tweespalt lijkt representatief voor de situatie van Groot zeegras in de gehele Nederlandse Waddenzee: de planten hebben baat bij beschutting, maar zijn daar vervolgens blootgesteld aan een verhoogde kans op het indrijven en vervolgens afsterven van macroalgen. In een omgeving met fijner sediment en een hoger organisch stofgehalte vormt de input van afstervende macroalgen een sterk anoxische, mogelijk toxische (ammonium en sulfide) stimulans (bijvoorbeeld van Katwijk *et al.* 1997;

Erskine & Koch 2000; Holmer & Bondgaard 2001). Het negatieve effect van macroalgen op zeegras is ook in andere delen van de wereld bekend en aangetoond (bijvoorbeeld den Hartog 1994; Cardoso *et al.* 2004; Cummins *et al.* 2004).

Op de iets meer geëxponeerde locaties kunnen Groot zeegrasplanten zich uitstekend ontwikkelen, maar lijkt de kans op hervestiging uit zaad kleiner. Op natuurlijke standplaatsen staan planten op geëxponeerde plekken vaak verder uit elkaar, zoals ook bekend uit andere delen van de wereld (Fonseca & Bell 1998; Frederiksen *et al.* 2004; van Katwijk pers. obs.). De hoeveelheid geproduceerd zaad is hier van wezenlijk belang. Het ondersteunen van aanplanten met behulp van zaaddeposities lijkt op dergelijke locaties daarom essentieel.

Net als de transplantaties, zijn ook de natuurlijke zeegrasvelden in de Nederlandse Waddenzee zeer dynamisch. Het is daarom zinvol om ook de potentiële zeegraslocaties, die door bijvoorbeeld de zeegraskansenkaart worden beschreven (de Jong *et al.* 2005), te beschermen. Omvang, ligging en dichtheid van de velden variëren sterk van jaar tot jaar (Erftemeijer 2005; van Katwijk 2005). Het is zeer waarschijnlijk dat dit het gevolg is van verschillende strategieën, die de planten gebruiken om op deze dynamiek te reageren. Zolang de velden klein zijn, blijven ze kwetsbaar, en een lokale extinctie (een normaal verschijnsel in een dynamische omgeving) kan dan al snel tot een totale extinctie leiden. Daarnaast zal de huidige eutrofiëringsstatus van de Waddenzee, nog steeds een aantal malen hoger dan in de jaren '30 van de vorige eeuw (van Beusekom *et al.* 2001; van Beusekom & de Jonge 2002), de risico's voor het zeegras verhogen: door zowel de gestimuleerde macroalgenontwikkeling als door de directe negatieve effecten op het zeegras, zoals geremde groei door verhoogde nutriëntenbelasting (van Katwijk *et al.* 1997, 1999).



Foto 10 Close-up van Groot zeegraszaadstengels met zaad.

Gezien de grote fluctuaties in overleving van transplantaties, hetgeen in natuurlijke velden overigens ook zichtbaar is, draagt het aanplanten van zeegras een risico met zich mee. Er bestaat namelijk een hoge afhankelijkheid van een reeks van gunstige, dan wel ongunstige, jaren (van Katwijk & Hermus 2000; den Hartog 2000). Gunstige jaren worden gekenmerkt door m.n. geringe macroalgenontwikkeling, niet te lage saliniteit in het voorjaar, niet te sterke najaarsstormen en geen ijsgang (Davis & Short 1997; van Katwijk 2003). Tijdens onze studie werden locale, onverklaarbare extinctions van gezonde planten tijdens het groeiseizoen regelmatig waargenomen en zolang de populaties klein zijn, kan zo'n locale extinctie tevens de totale extinctie zijn. Dit, maar ook de betere zomerontwikkeling bij hogere aanplandichtheid op de minder beschutte locaties, duidt erop dat een grotere aanplantschaal (via zaad, zaadstengels, zaailingen of stekjes) de risico's vermindert en daarmee de kansen van het Groot zeegras zou verbeteren. Ook de betere overwintering (via zaad) van de zaadstengeldepositie uit 1998 ten opzichte van de transplantaties in 2002-2004, lijkt erop te duiden dat m.n. een grootschalige zaadstengeldepositie meer kans op succes biedt.

Daarnaast wordt een ondersteuning voor het vergroten van de aanplantschaal gevonden in de bevinding dat systemen zoals zeegrasvelden hun directe omgeving kunnen verbeteren (Duarte 1995; Scheffer *et al.* 2001). Het zeer trage zeegrasherstel dat tegenwoordig in enkele gevallen wordt gevonden indiceert dat deze feedbacks bijzonder belangrijk kunnen zijn. De huidige Groot zeegraspopulatie op het Balgzand leidt een min of meer kwijnend bestaan, waarop verschillende factoren (zie boven) invloed hebben. Door deze populatie door schaalvergroting over een fictief punt heen te helpen, zou ze in een nieuw evenwicht terecht kunnen komen, waarin de negatieve factoren gemakkelijker opgevangen zouden kunnen worden. Zo wordt momenteel door de Radboud universiteit onderzocht of een hoge nutriëntenbelasting bij een hoge dichtheid van Groot zeegras beter verwerkt kan worden dan bij een lage dichtheid en daarmee tot een lagere toxiciteit leidt (Pers. comm. T. van der Heide). Dit zou het bestaan van twee evenwichten bevestigen en de noodzaak voor schaalvergroting ondersteunen.

Ook via de bodemchemie is een positieve feedback te verwachten: in organisch belaste systemen zoals op de meest beschutte locatie op het Balgzand, wordt bij afbraak via sulfaatreductie het toxische sulfide gevormd (Erskine & Koch 2001). Bij lagere belasting gaat de afbraak via ijzerreductie (Holmer *et al.* 2005). De overgang tussen beide reductieprocessen gaat zeer plotseling, hetgeen duidt op multiple stable states (Wijsman *et al.* 2002). Een sterkere zeegrason ontwikkeling leidt tot een betere beluchting van de bodem, waardoor de sulfidotoxiciteit wordt verminderd. Ook ijzertoevoeging zou het systeem eventueel in een minder toxische toestand kunnen brengen – de haalbaarheid hiervan zou eerst in een diagenetisch model met vegetatie en in kleine veldverkenningen moeten worden getest (Pers. comm. P. Herman).

Een structurele ingreep ter bevordering van de zeegrason ontwikkeling zou het onderdrukken van macroalgengroei zijn, hetgeen waarschijnlijk gerealiseerd kan worden door een verdere reductie van de eutrofiëring, die momenteel voor stikstof nog steeds zo'n 5 maal hoger is dan in de jaren '30 (van Beusekom *et al.* 2001; van Beusekom & de Jonge 2002). De huidige nutriëntenconcentraties in de Waddenzee liggen dicht bij de bovengrens van de zeegrastolerantie (Bowen & Valiela 2004; Hauxwell *et al.* 2001, 2003; De Wit *et al.* 2005). Terugbrengen van de eutrofiëringsgraad zal de veerkracht en mogelijkheden van zeegrassystemen naar verwachting kunnen verbeteren. Uit studies in Portugal bleek dat het terugbrengen van

de eutrofiëring in een reductie van macroalgen resulteerde, waardoor vervolgens herstel geconstateerd werd van het nog aanwezige zeegras (Cardoso *et al.* 2004, 2005). Bij commerciële mosselpercelen in de Oosterschelde is echter waargenomen, dat bij minder nutriënten en verhoogde helderheid van het water een toename van groenwieren veroorzaakte (Pers. comm. D.J. de Jong). Toch zou het mogelijk kunnen zijn dat, door de eerdergenoemde positieve terugkoppelingen, detrofiëring samen met transplantaties, Groot zeegras terug zou kunnen brengen in de westelijke Waddenzee.

Gezien de onzekerheid rond de succeschansen van een grootschalige aanplant is het niet aan te bevelen grote uitgaven te doen en kostbaar donormateriaal te gebruiken. Met de geringe omvang van donorpapulaties in Nederland (de Hond/Paap-papulatie gaat gestaag achteruit de laatste jaren) en in de Duitse en Deense Waddenzee, zou moeten worden uitgeweken naar Frankrijk, Engeland of de Oostzee. Hoewel sommige van deze populaties in een transplantatie-experiment in mesocosms met Marsdiep-zeewater niet goed presteerden (van Katwijk *et al.* 1998), zouden de omstandigheden op het Balgzand in cruciale opzichten beter kunnen zijn. Het lagere zoutgehalte op het Balgzand zou met name voor de Oostzeepapulatie gunstiger kunnen zijn. Deze Oostzeepapulatie echter, wordt in haar eigen omgeving vrijwel niet aan getijde blootgesteld en valt doorgaans niet droog. Tevens heerst er op het Balgzand meer waterdynamiek dan in de mesocosms, waarvan de Frans-Atlantische populaties zouden kunnen profiteren (van Katwijk *et al.* 1998). Wellicht bieden ook populaties uit Engelse estuaria goede kansen. Om donorpapulaties niet te verzwakken door het “plukken” van zaadstengels, zou het verzamelen van losgeslagen, en langs dijken aangespoelde, zaadstengels een alternatief kunnen zijn.

5.4 Zeegrastransplantaties: Zaailingen en zoden versus zaadstengeldeposities

Het ontwikkelen van groeikernen van Groot zeegras in de westelijke Waddenzee werd ondersteund door het gebruik van twee methoden: transplantaties en zaadstengeldeposities. Het essentiële verschil tussen deze methoden ligt in het aantal potentiële planten. Bij zaadstengeldeposities ligt het potentieel aantal planten zeer hoog, omdat grote aantallen zaden, zonder grote inspanning (en dus kosten), verplaatst kunnen worden. Het aanbrengen van zaad resulteert echter niet vanzelfsprekend in daadwerkelijk grote aantallen planten. Kiemingssucces is namelijk aan grote fluctuaties onderhevig, veroorzaakt door bijvoorbeeld wegdrijven, vraat, vorst, etc. Bij transplantaties ligt het potentieel aantal planten bij gelijke inspanning veel lager dan bij zaadstengeldeposities. Het voordeel is dat kiemplanten precies op de gewenste locaties geplaatst kunnen worden en dat met vooraf bepaalde aantallen gewerkt kan worden. Om de extra onzekerheid van het kiemsucces, die zaadstengeldepositie met zich mee brengt, te vermijden werd tijdens het huidige project voor transplanteren gekozen. Zaadstengeldeposities werden wel als ondersteunende activiteit ingezet.

Om het succes van zowel transplantaties als zaadstengeldeposities te vergroten werden verschillende technieken ingezet en getest. Transplantaties werden gespreid in ruimte en tijd (zie boven). Tevens werd het gebruik van zoden getest. In 2003 werden op locatie B99A drie zaailingen met zoden getransplanteerd (Bos *et al.* 2004). Deze arbeidsintensieve en kostbare methode resulteerde niet in een significant hogere overleving dan bij zaailingen die zonder sediment getransplanteerd waren. Het gebruik van zaailingen zonder sediment werd daarom verkozen boven het transplanteren van zaailingen met sediment.



Foto 11 Getransplanteerd Groot zee gras bij afstromend water op locatie B93.

Zaadstengeldeposities werden ondersteund door twee verschillende zaadbehoudstechnieken: zaadstengels met een laagje sediment bedekken of met netten overspannen. Het verschil in succes tussen de verschillende zaadbehoudstechnieken was zeer gering. In het voorjaar van 2003 kiemden enkele planten op de plekken waar zaadstengels met een dun laagje sediment bedekt waren, terwijl op de plekken, waar zaadstengels met netten beschermd waren, geen planten opkwamen (Bos *et al.* 2004). Opvallend was dat onder de netten erosie ontstond, waardoor de zaadstengels en/of zaden weggespoeld zouden kunnen zijn. Daarom werd in het vervolg alleen het bedekken met sediment als zaadbehoudstechniek gebruikt. Deze laatste techniek heeft dan ook de voorkeur boven het gebruiken van netten. Ook de zaadstengels van getransplanteerde planten werden aan het eind van het groeiseizoen met een laagje sediment bedekt om de zaden voor de locatie te behouden.

Gezien het relatief goede resultaat dat de zaadstengeldeposities van december 2004 opleverden (minimaal 3 planten uit 30 zaden), zou overwogen kunnen worden deze relatief goedkope methode ter ondersteuning van kleine populaties of voor grootschalige herintroductie in te zetten. Er zijn diverse technieken denkbaar en bekend om dergelijke zaaddeposities te optimaliseren, bijvoorbeeld met verankerde drijvende zaadzakjes of door verspreiding vanaf een boot (Pickerell *et al.* 2003).

5.5 Verdere ontwikkelingen op het Balgzand

Behalve de kwetsbare Groot zeegraspopulatie op het Balgzand (momenteel 30 tot 50 individuele planten, bestaande uit elk tientallen tot honderden scheuten), zijn er nog een tweetal andere interessante ontwikkelingen in dit gebied. Een Klein zeegrasaanplant (*Zostera noltii*) uit 1993 blijkt zich momenteel sterk uit te breiden; in 2005 waren er meer dan 100 groeikernen aanwezig, verspreid over tientallen hectares. Deze groeikernen zijn doorgaans 1-4 m² en bedekken dan zo'n 40 %, terwijl de grootste groeikern 40 m² beslaat met een bedekking van 70 %. Ten tweede heeft er een spontane vestiging van de zeldzame brakwaterplant Snavelruppia (*Ruppia maritima*) plaatsgevonden tussen 2001 en 2002 (Groeneweg 2004). Bedekkingen zijn kleiner dan 1 %, maar het veld beslaat rond de 260 hectare. De planten staan rond de locatie B93 en zuidelijker; enkele planten van beide soorten staan inmiddels ook noordelijker, richting B99. Dit geeft aan dat het B93-gebied in ieder geval een zekere geschiktheid heeft voor hogere, in de bodem wortelende waterplanten; vooral *Zostera noltii* wordt geacht in grote lijnen vergelijkbare groeivoorwaarden te hebben als *Z. marina* (de Jong *et al.* 2005). De Klein zeegraspopulatie heeft mogelijk meer overlevingskansen als gevolg van zijn dubbele overwinteringsstrategie: een groot deel van de wortelstokken van de plant overwinteren, én hij zaait zich uit (met zaden en/of drijvende stekken). Bij Groot zeegras ziet men overwintering van wortelstokken in natuurlijke Waddenzeepopulaties bij ongeveer 5% van de planten (van Katwijk *et al.* 1998; van Pelt *et al.* 2003), meestal in de dichtstbegroeide delen van het veld (pers. obs. M.M. van Katwijk).

Klein zeegras wordt door de bank genomen in iets hogere zones (ten opzichte van NAP) aangetroffen dan Groot zeegras, maar er bestaat overlap en dit werd ook op het Balgzand waargenomen. De zoutgegevens van de permanente meetpunten (Alkyon in druk; Figuur 4.6) geven aan dat het zoutgehalte in de *Ruppia*-zone doorgaans lager is dan in de *Zostera*-zone. De metingen zijn echter mogelijk niet betrouwbaar, omdat er sterke verschuivingen in de meetwaarden optraden na onderhoud van de sensors (Pers. comm. M. van Wieringen). Het is bekend dat *R. maritima* een indicator van brakwater is, dit wil zeggen, van water met fluctuerend zoutgehalte. Terwijl *R. maritima* geen ondergrens voor zoutgehaltes heeft (de plant kan in zoet water groeien), hebben beide *Zostera*-soorten een ondergrens van ongeveer 10 ‰ in de Waddenzee (jaargemiddelde gebaseerd op oude gegevens van de Zuiderzee). De gemeten laagste waarden van 5 – 10 ‰ in februari en maart vormen mogelijk een probleem voor vroegtijdige kieming, zoals elders besproken. Het is echter waarschijnlijk dat bij een jaargemiddelde van 10 ‰ in de Zuiderzee (bij Gaasterland) ook waarden van 5-10 ‰ voorkwamen in het voorjaar. Dit was toendertijd kennelijk geen probleem. Ook hier geldt waarschijnlijk: wat voor grote velden geen probleem is, zou voor kleine plotjes weldegelijk het einde kunnen betekenen.

6. Conclusies & Aanbevelingen

6.1 Belangrijkste conclusies

In de onderstaande conclusies wordt telkens verwezen naar de betreffende doelstelling zoals geformuleerd in paragraaf 1.3.

Algemene conclusies

- Twee van de aanplantlocaties op het Balgzand (B93 en B99) bleken geschikt voor aanplant van Groot zeegras, aangezien de overleving van de planten relatief hoog was. Bovendien ontwikkelden de meeste planten zaadstengels, die vanaf eind augustus ook zaad bevatten. Meerjarige ontwikkeling door opkomst uit zaad blijft moeizaam (ad doelstelling 1).
- In alle aanplantjaren werden tijdens het groeiseizoen plotselinge extinctions van gezonde planten waargenomen. Een extreem voorbeeld hiervan was het verschil in overleving van de aanplanten op de sublocaties B99A en B99B. Verstoring door vogels is een mogelijke oorzaak (ad doelstelling 1).
- De jaar-tot-jaarverschillen in populatiegrootte op de aanplantlocaties zijn groot en vergelijkbaar met die in natuurlijke velden. Deze dynamiek komt voort uit de variabiliteit van de omgevingsfactoren; zo is overwintering waarschijnlijk gerelateerd aan het indrijven en verder uitgroeien van macroalgenmatten, timing en omvang van najaarsstormen en ijsgang, en het optreden van lage zoutgehaltes in winter en voorjaar. Het belang van risicospreiding in de ruimte en tijd wordt hierdoor onderstreept (ad doelstelling 2).
- De aanwezigheid van een mosselbank heeft een positief effect op de overleving van zeegrastransplantaties. Dit effect is waarschijnlijk te danken aan de beschuttende functie van mosselbanken. Dit werd bevestigd door stroomgootstudies. Op locaties met hoge waterdynamiek kan de aanwezigheid van mosselbanken dus van groot belang zijn (ad doelstelling 3).
- Er zijn sterke aanwijzingen dat de aanwezigheid van hoge dichtheden van macroalgen (groenwieren) een negatieve invloed heeft op de overleving van zeegrastransplantaties op beschutte locaties. Dit blijkt uit (a) de sterke uitbreiding van de Groot zeegraspopulatie op Balgzand na een jaar met weinig macroalgenontwikkeling, terwijl achteruitgang plaatsvond in de twee jaren met uitbundige macroalgenontwikkeling; en (b) in het *jaar* met weinig macroalgenontwikkeling én op *locaties* met weinig macroalgenontwikkeling, bleven de planten langer vitaal in het najaar en konden daardoor hogere zaadproducties behalen (ad doelstelling 4).
- Op iets meer geëxponeerde locaties, met weinig macroalgenontwikkeling, zien we een relatief slechte overwintering van Groot zeegras (= 8 planten). Deze kon niet worden verklaard met behulp van de onderzochte parameters, maar heeft mogelijk te maken met de geëxponeerde ligging. Op dergelijke locaties bleek een hogere

aanplantdichtheid een positief effect te hebben op de plantontwikkeling gedurende het groeiseizoen, hetgeen duidt op een positieve terugkoppeling. Ook in een laboratoriumstudie, waarbij gebruik werd gemaakt van een stroomgoot, werd deze relatie gevonden (ad doelstelling 4).

- Uit continue saliniteitsmetingen op 3 plekken op het Balgzand in 2005 (Alkyon, in druk) blijkt het zoutgehalte in februari-maart te zakken tot circa 5 ‰. Een te lage saliniteit in de wintermaanden kan voortijdige kieming van zaden veroorzaken. Zaailingen die hierbij ontstaan kunnen meestal niet tot plant uitgroeien. Het was niet mogelijk dit in het veld te onderzoeken vanwege de slechte zichtbaarheid van jonge kiemplanten. Ook het gevaar van vertrappen was hierbij te groot (ad doelstelling 4).
- Een Klein zeegrasaanplant uit 1993 heeft zich in de periode 2002-2005 sterk uitgebreid; tevens heeft er een spontane vestiging van *Snaveurupia* plaatsgevonden, circa 250 ha, minder dan 1 % bedekking. Beide verschijnselen zijn in een apart rapport beschreven (van Katwijk *et al.* 2005).

Aanplanttechnische conclusies

- *Aanplanthoogte.* Overleving van zeegrastransplantaties was het hoogst op de hoogstgelegen aanplantlocaties bij +7,0 cm NAP. Deze hoogte lijkt momenteel de gunstigste voor Groot zeegras op het Balgzand te zijn (ad doelstelling 1).
- *Donorlocatie.* Enkele controle aanplanten op de donorlocatie (Hond/Paap) gaven aan dat de zaailingen daar iets beter overleefden dan op het Balgzand, maar aan het eind van het seizoen een veel lagere biomassa vertoonden (ad doelstelling 1).
- *Aanplantdichtheid.* Overleving van planten, die blootstaan aan een gemiddelde of hoge waterdynamiek (met name golfslag), neemt toe bij hogere dichtheid van de planten (onderlinge afstand bij aanplant 30 versus 50 cm). Op beschut gelegen locaties met geringe waterdynamiek heeft de dichtheid van de planten geen effect op de overleving (ad doelstelling 2).
- *Plotgrootte.* Aanplanteenheden van 37 planten vertoonden een gelijke overlevingskans van de planten als bij een groter aantal planten per eenheid. Daarom lijkt het overbodig om grotere aantallen per eenheid te transplanteren (ad doelstelling 2).
- *Zaadstengeldeposities.* Zaadstengeldeposities leveren, wat betreft overwintering, een vergelijkbaar resultaat op als transplantaties. Zaadstengeldeposities vormen daarom een aanvulling op of kunnen zelfs een alternatief zijn voor transplantaties. Het grote voordeel van zaadstengeldepositie is dat het relatief goedkoop is (ad doelstelling 3).
- *Zaadbehoud.* Het ingraven van zaadstengels leverde een iets hogere kieming in het voorjaar op dan bij het afdekken met netten werd gevonden. Een bijkomend probleem met de netten was dat zij erosie binnen de plots veroorzaakten, waardoor zaadgoed verdwenen zou kunnen zijn (ad doelstelling 3).

- *Stabilisatietechnieken.* De aangelegde mosselbank verdween, vermoedelijk door vogelvraat, binnen enkele maanden. Ook de rijshouten schermen bleken niet standvastig genoeg om een gestabiliseerde omgeving voor zeegrasaanplanten te creëren. Er werd daarom naar een natuurlijke mosselbank uitgeweken (ad doelstelling 3).

6.2 Aanbevelingen voor aanplantactiviteiten

- Hoewel er aanwijzingen zijn dat een grootschaliger aanpak de kans op succes zal verhogen, is succes niet gegarandeerd (zie hieronder), en zou het onverantwoord zijn om hiervoor schaars donormateriaal te gebruiken en er veel geld aan uit te geven. Aanbevolen wordt om, indien toch voor een herintroductie wordt gekozen, een goedkope methode te kiezen, bijvoorbeeld een zaadstengeldepositie, gebruikmakend van losgeslagen donormateriaal. Er bestaan diverse technieken om dergelijke zaaddeposities te optimaliseren.
- Terugbrengen van de eutrofiëring blijft een belangrijke aanbeveling, gezien de sterke correlatie tussen aanplantsucces en macroalgenontwikkeling. Terugbrenging van de eutrofiëring heeft meestal een achteruitgang van macroalgen tot gevolg. Ook voor de succesvolle Klein zeegrasaanplant en het spontaan gevestigde Snavelruppiaveld wordt eutrofiëring als een mogelijke bedreiging gezien (van Katwijk *et al.* 2005).
- Om de huidige kleine populaties Groot zeegras op het Balgzand te ondersteunen wordt aanbevolen om zaadstengeldeposities uit te voeren. Hierbij wordt het voorjaar boven het najaar verkozen, omdat de negatieve invloed van voortijdige kieming daarmee vermeden kan worden. Of zaad tot het voorjaar kunstmatig bewaard kan worden zal eerst getest moeten worden.
- Gezien de grote populatiedynamiek van zowel aanplanten (deze studie) als natuurlijke velden (Erftemeijer 2005; van Katwijk 2005) is het aan te bevelen om ook potentieel geschikte zeegrasgebieden te beschermen, gebruikmakend van bijvoorbeeld de zeegraskansenkaart (de Jong *et al.* 2005). Gezien het positieve effect van mosselbanken op zeegrasaanplanten is het aan te bevelen dat droogvallende mosselbanken in alle gevallen beschermd blijven.
- Grootschalige herintroductie van Groot zeegras in de westelijke Waddenzee zou de kans op langdurige vestiging kunnen vergroten omdat,
 1. Een zeegrasveld grotere overlevingskansen heeft dan een klein aantal planten. In een kleine aanplant is een locale extinctie al gauw een totale extinctie,
 2. Bij enige expositie aan waterdynamiek (dat wil zeggen op een onbeschutte of lagere locatie, waar minder macroalgen voorkomen dan op beschutte plekken) blijkt een grotere dichtheid van de planten een positief effect te hebben op de ontwikkeling van de aanplant (positieve terugkoppeling), hetgeen ondersteund wordt door stroomgootstudies,
 3. Op beschutte locaties zijn geen effecten te verwachten met betrekking tot waterdynamiek omdat de locatie zelf al beschut is. Met betrekking tot de

voedingsstoffen is er wel een terugkoppeling te verwachten, die we met de huidige schaal van aanplanten nog niet hebben kunnen aantonen. Een voldoende grote aanwezigheid van Groot zeegras kan het voedingstoffengehalte lokaal omlaag brengen, en kan tevens via aerering van de bodem de sulfidetoxiciteit verminderen. Hierdoor krijgen macroalgen mogelijk minder kans, en worden de toxische effecten van hun afbraak verminderd.

- Mocht, ondanks de risico's, toch tot een aanplant op het Balgzand worden besloten, dan wijst onze studie uit dat dit het best tussen +5 en +10 cm NAP bij niet te hoge waterdynamiek kan worden gedaan, op locaties die niet frequent lijden onder het aanspoelen van macroalgen. Met gebruik van webcams kunnen lokale extinctions geobserveerd worden, zodat hun oorzaak achterhaald en mogelijk voorkomen kan worden. Zaadstengel- of zaaddeposities hebben de voorkeur boven het gebruik van zaailingen. Als er gebruik gemaakt wordt van zaailingen zouden de transplantatie-eenheden uit 35 tot 40 Groot zeegraszaailingen moeten bestaan. De aanplantactiviteiten moeten zo veel mogelijk in ruimte en tijd worden gespreid gezien de grote dynamiek van de Waddenzee.
- De populaties op het Balgzand dienen jaarlijks, bij voorkeur aan het eind van het groeiseizoen (augustus/september) gemonitord te worden om de ontwikkelingen van het Groot zeegras, het Klein zeegras en *Ruppia maritima* goed bij te houden. Het is van belang dat dit jaarlijks gebeurt, omdat de populatiegrootte sterk fluctueert (van Katwijk 2005) en de relatie tussen deze fluctuaties en klimaatgerelateerde omgevingsfactoren nog niet is opgehelderd (Morelissen 2002; Erftemeijer 2005). Inzicht in deze relatie is van belang voor het beheer van de zeegrasvelden (bijvoorbeeld bij beslissingen omtrent spui-beheer) en om de kansen op herstel van zeegras beter in te kunnen schatten.

7. Dankwoord

Om te beginnen willen wij Landschap Noord-Holland bedanken voor de prima samenwerking, in het bijzonder Do van Dijck, Meindert Otter, Ron van 't Veer en Jan Zijp. Daarnaast willen we Norbert Dankers, Piet-Wim van Leeuwen en André Meijboom (Alterra Texel) bedanken voor hun bijdrage aan de aanleg van de mosselbanken en het vele veldwerk. Henk van der Veer en Hans Witte van het NIOZ willen we bedanken voor uitvoeren van de krabbenbemonsteringen. Ook zijn we dank verschuldigd aan Klaas Groenveld en Roland Koolhaas (Informatiedienst Water RWS NH) voor het uitvoeren van alle hoogtemetingen op het Balgzand en in de Mokbaai.

Jelle Eygensteyn, Roy Peters en Germa Verheggen-Kleinheerenbrink (Aquatische Ecologie RU) bedanken we voor de assistentie bij het uitvoeren van de chemische analyses van het bodemwater. De afdeling Celbiologie RU stond ons toe het bodemmateriaal te vriesdrogen. Tjeerd Bouma, Marco Houtekamer en Joop Nieuwenhuize maakten het mogelijk dat de bodemanalyses bij het NIOO-CEME werden uitgevoerd. Vanuit de Radboud Universiteit werden de activiteiten ondersteund door Freek Bleeker, Sandra van Dijk, Tjisse van der Heide, Karin Hermus, Dirk Hilbers, Stan van Pelt en Martin Versteeg. Deirdre de Wijze bedanken we voor het corrigeren van de Engelstalige samenvatting.

We willen de bemanningen van de Capella (RWS NN), de Phoca (LNV), de Regulus (RWS NN), de Stern (NIOZ) en de Zilvervis (NIOZ) bedanken voor hun ondersteuning bij het bereiken van de verschillende onderzoekslocaties.

Verder bedanken wij de vele vrijwilligers, die het project in het veld, maar ook in het lab, op welke wijze dan ook ondersteund hebben. Te noemen zijn: Erika van Daalen, Hanneke van Dijk, Gijs Doeglas, Gertjan Geerling, Edwin Geven, Mara Hauck, Mieke Jansen, Peter Klok, Lies Klok, Tobias Knittel, Judith Kochmann, Dorothea Kohlmeier, Geertje de Kort, Dimphy Kuijpers, Jan Kuiper, Suzanne Lubbe, Esther Lucassen, Olga Meulenbroek, Paul Mollen, Inge Mutsaers, Stephanie Nitza, Lennart de Nooijer, Aukje Olthuis, Gabi Obenhauser, Rinus van Pelt, Tim van Pelt, Joost Pietersen, Robin Rasin, Brechje Rijkers, Camilla Roos, Maaïke Schaap, Maartje Schillings, Ellis Schipper, Wouter Suykerbuyk, Annemarie Teunissen, Robbert Thijssen, Lourdes Valverde, Nancy Verlinden, Rogier van Vliegen, Arie Vonk, Lisa Wiesmann, Horst Wolter, Claudia van Zoelen.

Tenslotte willen we de stuurgroepleden – Zwanette Jager (RIKZ), Dick de Jong (RIKZ), Martine Otterman (RU), Thea Smit (RIKZ) en Marco van Wieringen (RWS NH) – bedanken voor hun bijdragen aan het project (zowel tijdens vergaderingen als op het wad) en voor hun verbeteringen van en aanvullingen op een eerdere versie van dit rapport, evenals – Ruud Bout (RU), Sytze Braaksma (LNV Directie Noord), Norbert Dankers (Alterra Texel), Karel Essink (RIKZ), Art Groeneweg (AGI), Aante Nicolai (RWS NN), Gertjan Rotmensen (RIKZ), Adelbert Smal (RU) en Jaap de Vlas (RIKZ).

8. Literatuur

- ALKYON (IN DRUK) Data-analyse en correlatie Balgzand; Analyse en correlatie van diverse gegevens met zout- en temperatuur-metingen op het Balgzand.
- BEUSEKOM JEE VAN, FOCK H, DE JONG F, DIEL-CHRISTIANSEN S & CHRISTIANSEN B (2001) Wadden Sea specific eutrophication criteria. Wadden Sea ecosystem no.14. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshafen, Germany
- BEUSEKOM JEE VAN, DE JONGE VN (2002) Long-term changes in Wadden Sea nutrient cycles: importance of organic matter import from the North Sea. *Hydrobiologia* 475:185-194
- BLAND JM & DG ALTMAN (2004) The logrank test. *Brit Med J* 328: 1073-1073
- BLAND JM & DG ALTMAN (1998) Statistics notes: Survival probabilities (the Kaplan-Meier method). *Brit Med J* 317:1572-1580
- BOS AR, HERMUS DCR, VUGTEVEEN P & VAN KATWIJK MM (2005a) Herintroductie van *Zostera marina* in de westelijke Waddenzee (2002-2006); Resultatenrapportage 2004. Afdeling Milieukunde, Radboud Universiteit, Nijmegen. 49p.
- BOS AR, N DANKERS, AH GROENEWEG, DCR HERMUS, Z JAGER, D DE JONG, T SMIT, J DE VLAS, M VAN WIERINGEN, & MM VAN KATWIJK (2005b) Eelgrass (*Zostera marina* L.) in the western Wadden Sea: Monitoring, habitat suitability model, transplantations and communication. *VLIZ Special Publication* 19: 95-109
- BOS AR, HERMUS DCR & VAN KATWIJK MM (2004) Herintroductie van *Zostera marina* in de westelijke Waddenzee (2002-2006); Resultatenrapportage 2003. Afdeling Milieukunde, Radboud Universiteit, Nijmegen. 57p.
- BOS AR & VAN KATWIJK MM (submitted) Interactive effects of planting density, exposure and mussel bed protection on transplantation success of eelgrass (*Zostera marina* L.). *J Appl Ecol*
- BOUMA TJ, SUYCKERBUYK W, BOS AR, KATWIJK MM VAN & HERMAN PMJ (submitted) Is facilitation relevant to stress avoiders: linking community-level interaction strength to individual-level stress coping strategy.
- BOWEN JL & VALIELA I (2004) Nitrogen loads to estuaries: Using loading models to assess the effectiveness of management options to restore estuarine water quality. *Estuaries* 27:482-500
- CARDOSO PG, BRANDAO A, PARDAL MA, RAFFAELLI D & MARQUES JC (2005) Resilience of *Hydrobia ulvae* populations to anthropogenic and natural disturbances. *Mar Ecol Prog Se* 289:191-199
- CARDOSO PG, PARDAL MA, LILLEBO AI, FERREIRA SM, RAFFAELLI D & MARQUES JC (2004) Dynamic changes in seagrass assemblages under eutrophication and implications for recovery. *J Exp Mar Biol Ecol* 302:233-248

- CUMMINS SP, ROBERTS DE & ZIMMERMAN KD (2004) Effects of the green macroalga *Enteromorpha intestinalis* on macrobenthic and seagrass assemblages in a shallow coastal estuary. *Mar Ecol Prog Ser* 266:77-87
- DAVIS RC & SHORT FT (1997) Restoring eelgrass, *Zostera marina* L., habitat using a new transplanting technique: The horizontal rhizome method. *Aquat Bot* 59:1-15
- DE WIT R, LEIBREICH J, VERNIER F, DELMAS F, BEUFFE H, MAISON P, CHOSSAT JC, LAPLACE-TREYTURE C, LAPLANA R, CLAVE V, TORRE M, AUBY I, TRUT G, MAURER D & CAPDEVILLE P (2005) Relationship between land-use in the agro-forestry system of les Landes, nitrogen loading to and risk of macro-algal blooming in the Bassin d'Arcachon coastal lagoon (SW France). *Est Coast Shelf Sci* 62:453-465
- DIJK S VAN & KATWIJK MM VAN (2002) Aanleg en nulsituatie van mosselbanken op Balgzand 2002. Afdeling Milieukunde, Radboud Universiteit, Nijmegen.
- DUARTE CM (1995) Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia* 41:87-112
- ERFTEMEIJER PLA (2005) Trendanalyse van zeegrasverspreiding in de Nederlandse Waddenzee 1988-2003. WL/Delft Hydraulics Z3880.
- ERFTEMEIJER PLA (2002) Evaluatie ecologische effecten van baggerwerkzaamheden in de Eems voor het ingraven van een bestaande 42 inch gasleiding voor de NV Nederlandse Gasunie. WL/Delft Hydraulics Z3401. 78p.
- ERFTEMEIJER PLA & BEEK JKL VAN (2004) Herstel van zeegrasvelden in de Nederlandse Waddenzee: De rol van zaadtransport. WL/Delft Hydraulics Z3756. 34p.
- ERFTEMEIJER PLA & WIJSMAN J (2004) Monitoring van vogelstand, zeegrassen en mosselbanken op de Hond-Paap tijdens baggerwerkzaamheden voor het dieper leggen van de Eemzinker (gasleiding) in 2003. WL/Delft Hydraulics Z3540. 97p.
- ERSKINE JM & KOCH MS (2000) Sulfide effects on *Thalassia testudinum* carbon balance and adenylate energy charge. *Aquat Bot* 67:275-285
- ESSINK K, VLAS J DE, NIJSSEN R & POOT GJM (2003) Evaluatieonderzoek schelpdiervisserij 2e fase (EVA II), deelonderzoek E: Heeft mechanische kokkelvisserij invloed gehad op de ontwikkeling van Zeegras in de Nederlandse Waddenzee?. Rapport RIKZ, 2003.026. RIKZ, Haren. 54p.
- FONSECA MS & BELL SS (1998) Influence of physical setting on seagrass landscapes near Beaufort, North Carolina, USA. *Mar Ecol Prog Ser* 171:109-121
- FONSECA MS, KENWORTHY WJ & THAYER GW (1998) Guidelines for the conservation and restoration of seagrasses in the United States and adjacent waters. NOAA Coastal Oceans Program Decision Analysis Series No. 12 NOAA Coastal Ocean Office, Silver Spring, MD

- FREDERIKSEN M, KRAUSE JD, HOLMER M & LAURSEN JS (2004) Spatial and temporal variation in eelgrass (*Zostera marina*) landscapes: influence of physical setting. *Aquat Bot* 78:147-165
- GIESEN WBJT, KATWIJK MM VAN & HARTOG C DEN (1990) Temperature, salinity, insolation and wasting disease of eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Dutch Wadden Sea in the 1930's. *Neth J Sea Res* 25:395-404
- GOOR ACJ VAN (1919) Het zeegras (*Zostera marina* L.) en zijn betekenis voor het leven der visschen. *Rapp Verh Rijksinst Visscherij* I(4):415-498
- GROENEWEG AH (2004) Rapportage zaadplanten kartering Balgzand & Breehorn. Adviesdienst Geo-informatie en ICT. AGI/1104/GAE003.
- GROLLE L (2000) Hydrologische en morfologische ontwikkeling platen en geulen Balgzand. Van verleden tot toekomst? RIKZ, Haren
- HARTOG C DEN (2000) Procedures for the restoration of lost seagrass beds. *Biol Mar Medit* 7:353-356
- HARTOG C DEN (1994) Suffocation of a littoral *Zostera* bed by *Enteromorpha radiata*. *Aquat Bot* 47:21-28
- HARTOG C DEN & POLDERMAN PJG (1975) Changes in the seagrass populations of the Dutch Waddenzee. *Aquat Bot* 47:21-28
- HAUXWELL J, CEBRIAN J & VALIELA I (2003) Eelgrass *Zostera marina* loss in temperate estuaries: relationship to land-derived nitrogen loads and effect of light limitation imposed by algae. *Mar Ecol Prog Ser* 247:59-73
- HAUXWELL J, CEBRIAN J, FURLONG C & VALIELA I (2001) Macroalgal canopies contribute to eelgrass (*Zostera marina*) decline in temperate estuarine ecosystems. *Ecology Washington D C* 82:1007-1022
- HEMMINGA MM & DUARTE C (2000) Seagrass Ecology. *Cambridge University Press*, 298 pp
- HENRIKSEN A (1965) An automated method for determining low level concentration of phosphate in fresh and saline waters. *The Analyst* 90:29-34
- HERMUS DCR (1995) Herintroductie van zeegras in de Waddenzee. Het verloop van de beplantingen in 1992-1994 & zaadexperimenten. *Department of Aquatic Ecology and Environmental Biology, University of Nijmegen*
- HOLMER M & BONDGAARD EJ (2001) Photosynthetic and growth response of eelgrass to low oxygen and high sulfide concentrations during hypoxic events. *Aquat Bot* 70:29-38

- HOLMER M, DUARTE CM & MARBA N (2005) Iron additions reduce sulfate reduction rates and improve seagrass growth on organic-enriched carbonate sediments. *Ecosystems* 8:721-730
- HOOTSMANS MJM, VERMAAT JE, VIERSSEN W VAN (1987) Seedbank development, germination and early seedling survival of two seagrass species from the Netherlands: *Zostera marina* L. and *Z. noltii* Hornemann. *Aquat Bot* 28:275-285
- JONGE VN DE (1990) Schade door kokkelvisserij en mosselzaadvisserij aan restanten van zeegrasvoorkomens in Waddenzee en Eems estuarium. *Notitie GWWS-90.12062 Rijkwaterstaat Tidal Waters Division, The Netherlands*
- JONGE VN DE & JONG DJ DE (1992) Role of tide, light and fisheries in the decline of *Zostera marina* L. in the Dutch Wadden Sea. *Neth.Inst.Sea Res.Publ.Ser.* 20:161-176
- JONG DJ DE, BRINKMAN AG & KATWIJK MM VAN (2005) Kansenskaart zeegras Waddenzee. RIKZ rapport, Middelburg.
- KAMERMANS P, HEMMINGA MA & JONG DJ DE (1999). Significance of salinity and silicon levels for growth of a formerly estuarine eelgrass (*Zostera marina*) population (Lake Grevelingen, the Netherlands). *Marine Biology* 133: 527-539
- KATWIJK MM VAN (2005) Dynamiek van zeegrasvelden in de Waddenzee en aanbevelingen voor het beheer. Radboud University, Nijmegen
- KATWIJK MM VAN (2003) Reintroduction of eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Dutch Wadden Sea, a research overview and management vision. p.173-197. In: Challenges to the Wadden Sea area. Wolff W.J., K. Essink, A. Kellermann and M.A. van Leeuwe (Eds). Proceedings of the 10th International Scientific Wadden Sea Symposium.
- KATWIJK MM VAN (2000) Possibilities for restoration of *Zostera marina* beds in the Dutch Wadden Sea. *PhD thesis University, Nijmegen*
- KATWIJK MM VAN (1992) Herintroductie van zeegras in de Waddenzee. 1. Mesocosmexperimenten met Groot zeegras (*Zostera marina* L.). *Department of Aquatic Ecology and Environmental Biology, University of Nijmegen*
- KATWIJK MM VAN & WIJGERGANGS LJM (2004) Effects of locally varying exposure, sediment type and low-tide water cover on *Zostera marina* recruitment from seed. *Aquat bot* 80: 1-12
- KATWIJK MM VAN, PELT S VAN & DANKERS N (2002) Herintroductie van Groot zeegras in de westelijke Waddenzee (2002-2006) – Inventarisatie van bestaande kennis, selectie van locaties en plan van aanpak. *Department of Environmental studies, University of Nijmegen. Werkdocument RIKZ/OS/2002.609x*

- KATWIJK MM VAN & HERMUS DCR (2000) Effects of water dynamics on *Zostera marina*: transplantation experiments in the intertidal Dutch Wadden Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 208:107-118
- KATWIJK MM VAN, HERMUS DCR, JONG DJ DE, ASMUS RM & JONGE VN DE (2000a) Habitat suitability of the Wadden Sea for restoration of *Zostera marina* beds. *Helgol Mar Res* 54:117-128
- KATWIJK MM VAN, WIJGERGANGS LJM & HERMUS DCR (2000b) Standplaatsonderzoek Groot zeegras (*Zostera marina* L.). Vergelijking van vier Nederlandse zeegrasvelden. *Department of Aquatic Ecology and Environmental Biology, University of Nijmegen*
- KATWIJK MM VAN, SCHMITZ GHW, GASSELING AM & AVESAATH PH VAN (1999) The effects of salinity and nutrient load and their interaction on *Zostera marina* L. *Mar Ecol Prog Ser* 190:155-165
- KATWIJK MM VAN, SCHMITZ GHW, HANSSEN LSAM & DEN HARTOG C (1998) Suitability of *Zostera marina* populations for transplantations to the Wadden Sea as determined by a mesocom shading experiment. *Aquat Bot* 60:283-305
- KATWIJK MM VAN, VERGEER LHT, SCHMITZ GHW & ROELOFS JGM (1997) Ammonium toxicity in eelgrass *Zostera marina*. *Mar Ecol Prog Ser* 157:159-173
- KROM M (1980) Spectrophotometric determination of ammonia; a study of modified Berthelot reaction using salicylate and dichloroisocyanurate. *The Analyst* 105:305-316
- MORELISSSEN B (2002) De ontwikkelingen van zeegras in de Nederlandse Waddenzee. RIKZ, Middelburg
- O'BRIEN J (1962) An automated analysis of chlorides in sewage wastes. *Eng* 33:670-672
- OLESEN B & SAND-JENSEN K (1994) Patch dynamics of Eelgrass *Zostera marina*. *Mar Ecol Prog Ser* 106:147-156
- PELT S VAN, KATWIJK MM VAN & DANKERS N (2003) Herintroductie van Groot zeegras in de westelijke Waddenzee (2002-2006) – Aanplant Groot zeegras op het Balgzand, juli 2002. *Department of Environmental studies, University of Nijmegen*.
- PHILIPPART CJM (1995) Effects of shading on growth, biomass and population maintenance of the intertidal seagrass *Zostera noltii* Hornem in the Dutch Wadden Sea. *J Exp Mar Biol Ecol* 188:199-213
- PICKERELL C, SCHOTT S & WYLLIE-ECHEVERRIA S (2003) Buoy-deployed seeding: A new approach to restoring seagrass using seed. In: Submerged Aquatic Vegetation Propagation Workshop, Baltimore, USA.
- POLDERMAN PJG & HARTOG C DEN (1975) De zeegrassen in de Waddenzee. *K Ned Natuurh Veren Wet Meded* 107:1-32

- POLTE P, SCHANZ A & ASMUS H (2005) The contribution of seagrass beds (*Zostera noltii*) to the function of tidal flats as a juvenile habitat for dominant, mobile epibenthos in the Wadden Sea. *Mar Biol* 147:813-822
- SCHEFFER M, CARPENTER S, FOLEY JA, FOLKE C & WALKER B (2001) Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413:591-596
- STUMM W & MORGAN JJ (1981) Aquatic Chemistry. An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. *John Wiley & Sons, New York*
- WIJSMAN JWM, HERMAN PMJ, MIDDELBURG JJ & SOETAERT K (2002) A model for early diagenetic processes in sediments of the continental shelf of the Black Sea. *Est Coast Shelf Sci* 54:403-421
- WORM & REUSCH (2000) Do nutrient availability and plant density limit seagrass colonization in the Baltic Sea? *Mar Ecol Prog Ser* 200:159-166

9. Summary

The project “Reintroduction of eelgrass (*Zostera marina*) in the western Wadden Sea” was carried out from 2002 to 2005. During this 4 year period, approximately 5,900 eelgrass seedlings were transplanted from the donor population in the Ems estuary (eastern Dutch Wadden Sea) to several carefully selected locations at the tidal flats of Balgzand (mainland of North-Holland Province) and Mokbaai (Texel Island). The transplantation locations varied in height, hydrodynamic conditions and presence of mussel beds. Furthermore, eelgrass seedlings were planted in different densities and numbers per transplantation unit. By doing so, the transplantation techniques were optimized and the risk of losing plants by local disturbances was reduced.

Transplantations were carried out in June and plant survival and plant development were monitored during the growing seasons. Each year in August, plant cover, leaf development and seed production were monitored. Moreover, biotic and abiotic parameters, such as epiphyte cover, macro-algal abundance, invertebrate densities, pore water quality and sediment quality were intensively studied.

In 2002, all eelgrass plants faded within two months mainly due to unfavourable hydrodynamic conditions. Therefore, in 2003 four other locations were selected. Two of these were located at relatively low sites in close proximity of intertidal mussel beds. Reduction of hydrodynamic forces by the mussel beds was expected to support plant survival. However, as plants faded these locations were found not to contribute to the development of stable eelgrass populations. At the other two locations at the Balgzand flats plants developed well. In August 2003, survival was over 45 % (NB the worldwide average is about 33 %) and plants developed reproductive shoots.

These two successful locations were decided to be enhanced with new transplantations in 2004. The average survival of the plants was again about 45 % in August 2004. The seed production was calculated to be 10,000 or more at one of the locations in September 2004. Germination of eelgrass seeds was unexpectedly low in spring 2005.

During all years it happened that well developing plants disappeared during the growing seasons. These losses could not be explained by our observations and measurements. The absence of Brent geese (*Branta bernicla*) in summer only allows the speculation that other bird species had disturbed the transplantations.

Plants faded independently to planting density at locations that were highly exposed to waves and currents. Mussel beds however, were able to delay this process. Plants of high density units (14 plants m⁻²) showed a significantly higher survival than plant of low density units (5 plants m⁻²) at locations intermediately exposed. Plant survival was generally high and not affected by planting density at low exposed locations.

Plants at +7 cm MSL survived significantly better than plants at lower locations ranging from +1.5 to -50 cm MSL. Plants at +1.5 cm MSL still developed well though. The size of a planting unit (37 versus 61 plants) did not affect plant survival.

A small eelgrass population has developed (in close proximity of one of the successful transplantation locations) since a seed deposition in 1998. The number of plants yearly varies between 18 and 800. The total number of plants seems to be correlated with the presence of macro-algae. Years in which macro-algal densities are low are succeeded by years with relatively high numbers of eelgrass plants. Also, the eelgrass population reduces when relatively high densities of macro-algae were observed in the preceding year.

The correlation between macro-algal growth and eelgrass population size was confirmed by the results of the present study. Eelgrass plants died off early in September at locations with high densities of macro-algae. At locations that did not suffer from dense macro-algal mats, eelgrass plants were present until October/December. Seed counts corroborated that early plant die-off results in reduced seed production.

The results of the present study indicate that two transplantation locations were successful. At one location eelgrass asserts itself since 1998, but does not flourish due to regularly being covered by dense mats of macro-algae. The other location shows high survival of transplanted eelgrass seedlings, but its intermediate hydrodynamic conditions and slightly lower salinity have negative impacts on seed conservation and germination.

This contradiction describes the situation of eelgrass populations in the entire Dutch Wadden Sea. Eelgrass prefers locations with little hydrodynamic disturbances, but such locations also tend to accumulate macro-algae. High accumulations of organic material cause these locations to become anoxic at times, which negatively affects the survival of eelgrass. This has also been observed in other regions in the world.

Plants flourish well at intermediate exposed locations, but conservation and/or germination of seeds, which determines the existence of a population, is low. Dense populations may increase the chance of survival by higher seed production and better seed conservation. Therefore, the scale of transplantations is of crucial importance. It is also to be considered that the current level of eutrofication of the Wadden Sea directly and indirectly affects the development of eelgrass populations. Larger populations of eelgrass may be able to reduce negative effects of high nutrient concentrations.

Beside the above described eelgrass population (currently 30-50 plants) a small population of Dwarfgrass (*Zostera noltii*), present since 1993, is expanding at the tidal flats of the Balgzand area. In 2005, more than 100 patches were present within a total area of several hectares. Average patch size ranges from 1 to 4 m² with an average cover of 40 %. The largest patch measures 40 m² with a cover of 70 %. Moreover, the Balgzand area has recently been invaded by the salt tolerant plant species *Ruppia maritima*. The area of this species is approximately 260 hectares with a cover of less than 1 %.

In 2005 a small population of eelgrass was present at the tidal flats of the Balgzand area, as a result of the transplantation activities. Considering the high fluctuations in survival this small population is very vulnerable to disturbances. Larger scale transplantations could increase the chances of eelgrass survival, but their outcome is generally unknown. Therefore it is recommended not to continue with expensive large-scale transplantations of seedlings. The cheaper alternative of seed bearing reproductive shoots deposition is recommended instead.

If for future transplantations in the Balgzand area seedlings should be given preference to, it is recommended that they are planted between +5 and +10 cm MSL at locations with low hydrodynamic exposure and low densities of macro-algae. The utilization of web cams could help to observe and explain the disappearances of well developing plants. Seedlings should be transplanted in units of 35 to 40 plants and transplantations should be varied in space and time. Natural elements, such as intertidal mussel beds, could help to reduce hydrodynamic forces and support survival of transplantations.

10. Captions of tables, figures and pictures

- Table 2.1 Chronological list of project activities (2002 - 2005) with details on studied parameters, locations, total number of planting units and the number of monitoring dates.
- Table 2.2 Summer averages of a selection of parameters at 7 locations in the years 2002, 2003 and 2004. 'ng' indicates not measured.
- Table 4.1 Mean with standard deviation of biotic and abiotic parameters at the locations B93 and B99A in August 2003 (Bos *et al.* 2004) and August 2004 (Bos *et al.* 2005a). Bold numbers represent significantly higher values (Mann-Whitney U, $P < 0.05$).
- Table 4.2 Mean with standard deviation of biotic and abiotic parameters at the locations B99A and B99B in August 2003 (Bos *et al.* 2004). Bold numbers represent significantly higher values (Mann-Whitney U, $P < 0.05$).
- Figure 1.1 Eelgrass (*Zostera marina* L.).
- Figure 2.1 The Balgzand tidal flats with planting locations. The asterisk marks a small population of eelgrass that has survived since 1999. The light grey spots along the sea wall represent two marshes: Kooyhoekschor and Van Ewijksluisschor. Source: Landsat.
- Figure 2.2 Overview of the Hond/Paap tidal flats in the Ems estuary as observed in 2002. Source: Rijkswaterstaat.
- Figure 3.1 Planting unit with 37 eelgrass seedlings.
- Figure 4.1 Survival of eelgrass transplants planted at high density (HD) and low density (LD) at the locations B99A, B99B, B93 and BM in 2003. Line graphs represent Kaplan-Meier survival curves.
- Figure 4.2 Survival of eelgrass transplants at several depths in 2002 (June and July transplantations), 2003 and 2004. Line graphs represent Kaplan-Meier survival curves. All planting units consisted of 37 plants at a density of 14 plants m⁻².
- Figure 4.3 Survival of eelgrass transplants in a mussel bed and at a control location both at -40 cm MSL. Line graphs represent Kaplan-Meier survival curves.
- Figure 4.4 Eelgrass plants at the Balgzand tidal flats as observed during a survey in August 2005.

Figure 4.5 Monthly mean salinity in the Ems estuary in the years 2002, 2003 and 2004. Source: WaterBase.

Figure 4.6 Weekly mean salinity in the Balgzand estuary in the first half year of 2005. Source: WaterBase.

Picture 1 Eelgrass (*Zostera marina* L.)

Picture 2 The construction of mussel beds at location B2.

Picture 3 Selection of transplantation locations at location BM.

Picture 4 Transplantation activities at location B93.

Picture 5 Seeds counting at location B93 in September 2004.

Picture 6 Eelgrass with grazing Common periwinkles.

Picture 7 Collection of ground water samples at location B99.

Picture 8 A constructed mussel bed at location B2.

Picture 9 Macro-algae at location B99.

Picture 10 Close-up of eelgrass' reproductive shoots containing seeds.

Picture 11 A transplantation unit at location B93.

Bijlage I Breedte- en lengtegraden van de aanplantlocaties

Alle coördinaten zijn in de WGS84 projectie weergegeven.

2002

Locatie	Breedte	Lengte	Locatie	Breedte	Lengte
B1-1	52° 54.281'	4° 51.403'	B1-10	52° 54.426'	4° 51.517'
B1-2	52° 54.259'	4° 51.412'	B1-11	52° 54.400'	4° 51.496'
B1-3	52° 54.251'	4° 51.482'	B1-12	52° 54.383'	4° 51.587'
B1-4	52° 54.229'	4° 51.491'	B1-13	52° 54.371'	4° 51.629'
B1-5	52° 54.221'	4° 51.562'	B1-14	52° 54.344'	4° 51.618'
B1-6	52° 54.212'	4° 51.584'	B1-15	52° 54.215'	4° 51.365'
B1-7	52° 54.208'	4° 51.549'	B1-16	52° 54.209'	4° 51.329'
B1-8	52° 54.199'	4° 51.570'	B1-17	52° 54.184'	4° 51.445'
B1-9	52° 54.437'	4° 51.172'	B1-18	52° 54.163'	4° 51.502'
B2-1	52° 54.254'	4° 52.162'	B2-4	52° 54.244'	4° 52.286'
B2-2	52° 54.254'	4° 52.206'	B2-5	52° 54.235'	4° 52.328'
B2-3	52° 54.227'	4° 52.148'	B2-6	52° 54.208'	4° 52.313'

2003

Locatie	Breedte	Lengte	Locatie	Breedte	Lengte
B99A-1	52° 55.439'	4° 48.001'	B99B-1	52° 55.300'	4° 48.172'
B99A-2	52° 55.447'	4° 47.991'	B99B-2	52° 55.286'	4° 48.168'
B99A-3	52° 55.471'	4° 47.965'	B99B-3	52° 55.265'	4° 48.172'
B99A-4	52° 55.479'	4° 47.956'	B99B-4	52° 55.245'	4° 48.155'
B99A-5	52° 55.526'	4° 47.914'	B99B-5	52° 55.299'	4° 48.183'
B99A-6	52° 55.540'	4° 47.900'	B99B-6	52° 55.306'	4° 48.156'
B93-1	52° 54.505'	4° 50.077'	B93-4	52° 54.464'	4° 50.115'
B93-2	52° 54.515'	4° 50.111'	B93-5	52° 54.469'	4° 50.148'
B93-3	52° 54.519'	4° 50.140'	B93-6	52° 54.467'	4° 50.201'
BM1	52° 55.915'	4° 49.232'	BM(bl)1	52° 55.946'	4° 49.284'
BM2	52° 55.909'	4° 49.274'	BM(bl)2	52° 55.937'	4° 49.357'
BM3	52° 55.910'	4° 49.310'	BM(bl)3	52° 55.925'	4° 49.415'
BM4	52° 55.901'	4° 49.351'			
BM5	52° 55.892'	4° 49.414'			
BM6	52° 55.882'	4° 49.404'			
MOK1	53° 00.274'	4° 45.587'	MOK7	53° 00.221'	4° 45.472'
MOK2	53° 00.289'	4° 45.592'	MOK8	53° 00.234'	4° 45.458'
MOK3	53° 00.298'	4° 45.598'	MOK9	53° 00.247'	4° 45.425'
MOK4	53° 00.310'	4° 45.553'	MOK10	53° 00.227'	4° 45.377'
MOK5	53° 00.299'	4° 45.551'	MOK11	53° 00.242'	4° 45.361'
MOK6	53° 00.281'	4° 45.541'	MOK12	53° 00.264'	4° 45.343'

2004

Locatie	Breedte	Lengte	Locatie	Breedte	Lengte
B99A-41	52° 55.491'	4° 47.950'	B99B-44	52° 55.300'	4° 48.172'
B99A-42	52° 55.537'	4° 47.896'	B99B-45	52° 55.286'	4° 48.168'
B99A-43	52° 55.403'	4° 48.013'	B99B-46	52° 55.265'	4° 48.172'
B93A-41	52° 54.533'	4° 49.776'	B93B-47	52° 54.531'	4° 50.032'
B93A-42	52° 54.531'	4° 49.797'	B93B-48	52° 54.527'	4° 50.045'
B93A-43	52° 54.526'	4° 49.814'	B93B-49	52° 54.523'	4° 50.061'
B93A-44	52° 54.579'	4° 49.825'	B93B-50	52° 54.482'	4° 50.047'
B93A-45	52° 54.574'	4° 49.846'	B93B-51	52° 54.479'	4° 50.065'
B93A-46	52° 54.567'	4° 49.862'	B93B-52	52° 54.474'	4° 50.089'

Bijlage II Breedte- en lengtegraden van gekiemde planten

Alle coördinaten zijn in de WGS84 projectie weergegeven.

2002

Plant	Breedte	Lengte	Plant	Breedte	Lengte
B99-1	52° 55.201'	4° 48.064'	B99-14	52° 55.271'	4° 48.168'
B99-2	52° 55.292'	4° 48.174'	B99-15	52° 55.259'	4° 48.210'
B99-3	52° 55.280'	4° 48.178'	B99-16	52° 55.381'	4° 48.050'
B99-4	52° 55.277'	4° 48.178'	B99-17	52° 55.420'	4° 48.033'
B99-5	52° 55.264'	4° 48.184'	B99-18	52° 55.429'	4° 48.025'
B99-6	52° 55.264'	4° 48.181'	B99-19	52° 55.439'	4° 47.987'
B99-7	52° 55.258'	4° 48.184'	B99-20	52° 55.453'	4° 47.984'
B99-8	52° 55.252'	4° 48.187'	B99-21	52° 55.463'	4° 47.965'
B99-9	52° 55.237'	4° 48.190'	B99-22	52° 55.469'	4° 47.945'
B99-10	52° 55.229'	4° 48.164'	B99-23	52° 55.514'	4° 47.951'
B99-11	52° 55.234'	4° 48.160'	B99-24	52° 55.551'	4° 47.877'
B99-12	52° 55.251'	4° 48.149'	B99-25	52° 55.570'	4° 47.887'
B99-13	52° 55.280'	4° 48.148'	B99-26	52° 55.559'	4° 47.931'

2003 (een selectie)

Plant	Breedte	Lengte	Plant	Breedte	Lengte
B99-1	52° 55.540'	4° 47.963'	B99-29	52° 55.570'	4° 47.887'
B99-2	52° 54.230'	4° 51.488'	B99-30	52° 55.559'	4° 47.931'
B99-3	52° 55.482'	4° 47.959'	B99-31	52° 55.417'	4° 48.014'
B99-4	52° 55.481'	4° 47.960'	B99-32	52° 55.649'	4° 47.806'
B99-5	52° 55.459'	4° 47.969'	B99-33	52° 55.465'	4° 47.918'
B99-6	52° 55.292'	4° 48.175'	B99-34	52° 55.298'	4° 48.092'
B99-7	52° 55.280'	4° 48.178'	B99-35	52° 55.313'	4° 48.095'
B99-8	52° 55.277'	4° 48.178'	B99-36	52° 55.406'	4° 48.023'
B99-9	52° 55.264'	4° 48.184'	B99-37	52° 55.352'	4° 48.018'
B99-10	52° 55.264'	4° 48.181'	B99-38	52° 55.261'	4° 48.164'
B99-11	52° 55.258'	4° 48.184'	B99-39	52° 55.250'	4° 48.122'
B99-12	52° 55.252'	4° 48.187'	B99-40	52° 55.478'	4° 47.924'
B99-13	52° 55.237'	4° 48.190'	B99-41	52° 55.496'	4° 47.917'
B99-14	52° 55.229'	4° 48.164'	B99-42	52° 55.503'	4° 47.909'
B99-15	52° 55.234'	4° 48.160'	B99-43	52° 55.516'	4° 47.895'
B99-16	52° 55.251'	4° 48.149'	B99-44	52° 55.540'	4° 47.879'
B99-17	52° 55.280'	4° 48.148'	B99-45	52° 55.546'	4° 47.874'
B99-18	52° 55.271'	4° 48.168'	B99-46	52° 55.568'	4° 47.857'
B99-19	52° 55.259'	4° 48.210'	B99-47	52° 55.582'	4° 47.845'
B99-20	52° 55.381'	4° 48.050'	B99-48	52° 55.566'	4° 47.908'
B99-21	52° 55.420'	4° 48.033'	B99-49	52° 55.573'	4° 47.918'
B99-22	52° 55.429'	4° 48.025'	B99-50	52° 55.580'	4° 47.912'
B99-23	52° 55.439'	4° 47.987'	B99-51	52° 55.552'	4° 47.936'
B99-24	52° 55.453'	4° 47.984'	B99-52	52° 55.547'	4° 47.917'
B99-25	52° 55.463'	4° 47.965'	B99-53	52° 55.522'	4° 47.923'
B99-26	52° 55.469'	4° 47.945'	B99-54	52° 55.524'	4° 47.950'
B99-27	52° 55.514'	4° 47.951'	B99-55	52° 55.502'	4° 47.944'
B99-28	52° 55.551'	4° 47.877'	B99-56	52° 55.498'	4° 47.957'

2004

Plant	Breedte	Lengte	Plant	Breedte	Lengte
B99-1	52° 55.548'	4° 47.963'	B99-26	52° 55.362'	4° 48.079'
B99-2	52° 55.480'	4° 47.963'	B99-27	52° 55.361'	4° 48.083'
B99-3	52° 55.463'	4° 47.978'	B99-28	52° 55.397'	4° 48.017'
B99-4	52° 55.426'	4° 47.992'	B99-29	52° 55.411'	4° 48.013'
B99-5	52° 55.425'	4° 47.992'	B99-30	52° 55.436'	4° 47.987'
B99-6	52° 55.418'	4° 47.984'	B99-31	52° 55.433'	4° 47.987'
B99-7	52° 55.419'	4° 48.001'	B99-32	52° 55.435'	4° 47.998'
B99-8	52° 55.418'	4° 48.003'	B99-33	52° 55.436'	4° 47.973'
B99-9	52° 55.418'	4° 48.004'	B99-34	52° 55.495'	4° 47.944'
B99-10	52° 55.418'	4° 48.003'	B99-35	52° 55.510'	4° 47.940'
B99-11	52° 55.418'	4° 48.004'	B99-36	52° 55.489'	4° 47.962'
B99-12	52° 55.417'	4° 48.004'	B99-37	52° 55.487'	4° 47.972'
B99-13	52° 55.417'	4° 48.004'	B99-38	52° 55.488'	4° 47.981'
B99-14	52° 55.417'	4° 48.005'	B99-39	52° 55.427'	4° 48.009'
B99-15	52° 55.417'	4° 48.005'	B99-40	52° 55.418'	4° 48.027'
B99-16	52° 55.417'	4° 48.005'	B99-41	52° 55.418'	4° 48.027'
B99-17	52° 55.417'	4° 48.006'	B99-42	52° 55.420'	4° 48.032'
B99-18	52° 55.409'	4° 47.999'	B99-43	52° 55.425'	4° 48.033'
B99-19	52° 55.408'	4° 48.017'	B99-44	52° 55.419'	4° 48.059'
B99-20	52° 55.405'	4° 48.020'	B99-45	52° 55.453'	4° 47.974'
B99-21	52° 55.381'	4° 48.035'	B99-46	52° 55.478'	4° 47.963'
B99-22	52° 55.381'	4° 48.022'	B99-47	52° 55.481'	4° 47.968'
B99-23	52° 55.348'	4° 48.076'	B99-48	52° 55.484'	4° 47.974'
B99-24	52° 55.390'	4° 48.004'	B99-49	52° 55.501'	4° 47.942'
B99-25	52° 55.370'	4° 48.069'	B99-50	52° 55.441'	4° 47.980'
			B99-51	52° 55.360'	4° 48.049'

2005

Plant	Breedte	Lengte	Plant	Breedte	Lengte
B99A-1	52° 55.502'	4° 47.938'	B99A-17	52° 55.357'	4° 48.113'
B99A-2	52° 55.503'	4° 47.951'	B99B-1	52° 55.258'	4° 48.172'
B99A-3	52° 55.498'	4° 47.941'	B99C-1	52° 55.036'	4° 48.409'
B99A-4	52° 55.496'	4° 47.944'	B99C-2	52° 55.036'	4° 48.410'
B99A-5	52° 55.495'	4° 47.946'	B99C-3	52° 55.037'	4° 48.411'
B99A-6	52° 55.490'	4° 47.946'	B99C-4	52° 54.986'	4° 48.626'
B99A-7	52° 55.480'	4° 47.960'	B99C-5	52° 54.964'	4° 48.634'
B99A-8	52° 55.479'	4° 47.962'	B99C-6	52° 54.955'	4° 48.632'
B99A-9	52° 55.473'	4° 47.965'	B93-1	52° 54.577'	4° 49.843'
B99A-10	52° 55.456'	4° 48.008'	B93-2	52° 54.572'	4° 49.838'
B99A-11	52° 55.432'	4° 47.989'	B93-3	52° 54.515'	4° 50.071'
B99A-12	52° 55.415'	4° 48.002'	B93-4	52° 54.504'	4° 50.117'
B99A-13	52° 55.424'	4° 48.037'	B93-5	52° 54.475'	4° 50.091'
B99A-14	52° 55.427'	4° 48.042'	B93-6	52° 54.475'	4° 50.091'
B99A-15	52° 55.425'	4° 48.046'	B93-7	52° 54.497'	4° 50.047'
B99A-16	52° 55.424'	4° 48.046'	B93-8	52° 54.398'	4° 50.125'

Bijlage III Overzicht werkzaamheden in 2005

Datum	Activiteit	Locatie	Aantal planten
9 februari	Monitoring kieming	B93	0
		B99A	0
		B99B	0
21 april	Monitoring kieming	B93	6
		B99A	0
		B99B	0
7 mei	Monitoring kieming	B93	1
		B99A	1
		B99B	0
7 juni	Monitoring kieming	B93	0
		B99A	7
		B99B	0
18 augustus	Monitoring	B1	0
		B2	0
		B93	8
		B99A	17
		B99B	1
		B99C	6